

**DAMPAK LOGAM BERAT KADMIUM DAN TIMBAL
PADA PERAIRAN**

OLEH :

PROF. DR. PATANG, S.Pi., M.Si

BADAN PENERBIT UNM

MAKASSAR

2018



KATA PENGANTAR

Pada saat ini kondisi perairan semakin mengalami tekanan yang luar biasa kearah kerusakan lingkungan, baik perairan pantai, sungai maupun perairan lainnya. Tekanan yang dimaksud adalah tekanan kerusakan akibat logam berat. Pada buku ajar ini akan dibahas pengaruh atau dampak logam berat khususnya Kadmium (Cd) dan Timbal (Pb), berikut ditampilkan hasil penelitian mengenai kondisi perairan Sungai Jeneberang, Pantai Losari dan Sungai Tallo kaitannya dengan keberadaan logam berat kadmium dan timbal. Berdasarkan hal tersebut, maka penulis menyusun sebuah buku ajar dengan judul: Dampak Logam Berat Kadmium dan Timbal pada Perairan.

Penulis berharap, buku ajar ini dapat dimanfaatkan oleh mahasiswa, masyarakat dan para peneliti yang menekuni bidang ini, terutama kaitannya dengan kondisi perairan di sungai, pesisir pantai yang dapat mengalami kerusakan akibat adanya kedua logam berat tersebut, terutama terkait dengan pemanfaatannya dan dampaknya terhadap masyarakat yang berdiam di sekitarnya.

Makassar, 15 Desember 2018

Penulis

BAB I. PENGELOLAAN WILAYAH PESISIR

Wilayah pesisir memiliki sumberdaya sangat beragam dan mempunyai nilai ekonomis yang tinggi. Mulai dari sumberdaya yang dapat diperbaharui, seperti sumberdaya perikanan, hutan bakau sampai sumberdaya yang tidak dapat diperbaharui seperti minyak dan gas bumi, pasir laut dan mineral lainnya telah dimanfaatkan oleh bangsa Indonesia sebagai salah satu sumber mata pencaharian sejak berabad-abad lamanya. Disamping itu, wilayah pesisir memiliki berbagai fungsi lain seperti transportasi, pelabuhan, kawasan industri, rekreasi, pariwisata, kawasan pemukiman dan tempat pembuangan limbah (Fitriah, 2003).

Tekanan lingkungan yang dirasakan antara lain turunnya kualitas air lingkungan karena limbah yang dihasilkan seluruhnya akan masuk ke perairan pesisir pantai Kabupaten Pangkep. Dari berbagai limbah yang dapat muncul antara lain sampah organik, buangan rumah tangga, industri maupun logam berat. Dari beberapa jenis limbah tersebut, logam berat merupakan limbah yang perlu mendapat perhatian penting. Hal ini disebabkan karena limbah yang mengandung logam berat merupakan bahan yang sangat berbahaya, bersifat toksik bagi hewan, tumbuhan dan manusia serta bersifat persisten di lingkungan (Darmono, 2001).

Perkembangan dan pertumbuhan industri disamping menimbulkan dampak positif, juga menimbulkan dampak negatif. Salah satu dampak negatif yang dapat ditimbulkan adalah bungan yang kurang bermanfaat atau beracun dan tidak dikelola dengan baik sebelum di buang ke dalam badan air sehingga dapat menimbulkan pencemaran lingkungan air, dan salah satu diantaranya adalah logam berat (Fitriah, 2003).

Berbagai kegiatan manusia yang terjadi di darat dapat berdampak pada perairan. Limbah-limbah yang dibuang melalui sungai akan mengalir masuk ke laut. Sedangkan yang dibuang ke atmosfer pada akhirnya menjadi hujan dan turun ke bumi. Berbagai limbah tersebut, terutama logam berat cukup berbahaya bagi ekosistem terutama manusia. Limbah logam berat yang masuk ke alam perairan akan mengalami proses pengendapan, dan absorpsi. Pengendapan akan meningkatkan konsentrasi logam dalam sedimen, sedangkan absorpsi oleh organisme perairan akan menyebabkan terakumulasinya logam-logam tersebut dalam tubuh organisme. Akumulasi logam berat dalam tubuh organisme perairan berbeda-beda tergantung dari konsentrasi logam yang masuk, kondisi perairan dan kondisi organisme. Begitu pula konsentrasi logam dalam setiap organ pada suatu organisme, juga berbeda-beda tergantung dari fisiologi organ tersebut (Lessy, 2006).

A. Pengelolaan Pesisir Secara Berkelanjutan

Suatu kegiatan dikatakan keberlanjutan, apabila kegiatan pembangunan secara ekonomis, ekologis dan sosial politik bersifat berkelanjutan. Berkelanjutan secara ekonomi berarti bahwa suatu kegiatan pembangunan harus dapat membuahkan pertumbuhan ekonomi, pemeliharaan capital (capital maintenance), dan penggunaan sumberdaya serta investasi secara efisien. Berkelanjutan secara ekologis mengandung arti, bahwa kegiatan dimaksud harus dapat mempertahankan integritas ekosistem, memelihara daya dukung lingkungan, dan konservasi sumber daya alam termasuk keanekaragaman hayati (biodiversity), sehingga diharapkan pemanfaatan sumberdaya dapat berkelanjutan. Sementara itu, berkelanjutan secara sosial politik mensyaratkan bahwa suatu kegiatan pembangunan hendaknya dapat menciptakan pemerataan hasil pembangunan, mobilitas sosial, kohesi sosial, partisipasi masyarakat, pemberdayaan masyarakat (dekratisasi), identitas sosial, dan pengembangan kelembagaan.

B. Pengelolaan Pesisir Berbasis Masyarakat

Pengelolaan berbasis masyarakat dapat diartikan sebagai suatu system pengelolaan sumber daya alam di suatu tempat dimana masyarakat lokal ditempat tersebut terlibat secara aktif dalam proses pengelolaan sumber daya alam yang terkandung didalamnya (Nurmalasari, 2001). Di Indonesia pengelolaan sumberdaya berbasis masyarakat sebenarnya telah ditetapkan dalam Pasal 33 Undang- Undang Dasar 1945 yang menyebutkan bahwa bumi dan air dan kekayaan alam yang terkandung di dalamnya dikuasai oleh Negara dan dipergunakan sebesar-besarnya bagi kemakmuran rakyat. Ketentuan tersebut secara tegas menginginkan agar pelaksanaan penguasaan Negara atas sumber daya alam khususnya sumber daya pesisir dan lautan diarahkan kepada tercapainya manfaat yang sebesar-besarnya bagi kemakmuran rakyat banyak, dan juga harus mampu mewujudkan keadilan dan pemerataan sekaligus memperbaiki kehidupan masyarakat pesisir serta memajukan desa-desa pantai.

Strategi pengembangan masyarakat pesisir dapat dilakukan melalui dua pendekatan yaitu, yang bersifat struktural dan non structural. Pendekatan struktural adalah pendekatan makro yang menekankan pada penataan sistem dan struktur sosial politik. Pendekatan ini mengutamakan peranan instansi yang berwenang atau organisasi yang dibentuk untuk pengelolaan pesisir laut. Dalam hal ini peranan masyarakat sangat penting tetapi akan kurang kuat karena aspek struktural biasanya lebih efektif bila dilakukan oleh pihak-pihak yang mempunyai kewenangan, paling tidak pada tahap awal. Di lain pihak pendekatan non struktural adalah pendekatan yang

subyektif. Pendekatan ini mengutamakan pemberdayaan masyarakat secara mental dalam rangka meningkatkan kemampuan anggota masyarakat untuk ikut serta dalam pengelolaan dan persoalan pesisir laut. Kedua pendekatan tersebut harus saling melengkapi dan dilaksanakan secara integratif.

Sasaran utama pendekatan structural adalah tertatanya struktur dan sistem hubungan antara semua komponen dan system kehidupan, baik di wilayah pesisir dan laut maupun komponen pendukung yang terkait, termasuk komponen sosial, ekonomi dan fisik. Dengan penataan aspek struktural, diharapkan masyarakat mendapatkan kesempatan lebih luas untuk memanfaatkan sumber daya alam secara berkelanjutan. Selain itu penataan struktur dan sistem hubungan sosial dan ekonomi tersebut diharapkan dapat menciptakan peluang bagi masyarakat untuk ikut serta melindungi sumber daya alam dari ancaman yang datang baik dari dalam maupun dari luar. Langkah ini diharapkan dapat mengurangi bahkan menghilangkan masalah-masalah sosial dan ekonomi yang utama yang selama ini secara terus-menerus menempatkan masyarakat (lokal) pada posisi yang sulit.

Pendekatan subyektif atau non-struktural adalah pendekatan yang menempatkan manusia sebagai subyek yang mempunyai keleluasaan untuk berinisiatif dan berbuat menurut kehendaknya.

C. Pencemaran Wilayah Pesisir dan Lautan

Permasalahan utama dalam pengendalian pencemaran laut selain beberapa permasalahan yang telah di jelaskan di dalam pokok bahasan terdahulu adalah pemahaman menyeluruh terhadap ekosistem laut (termasuk pesisir di dalamnya). Sebagai wadah dari masuknya bahan pencemar, ekosistem laut memiliki kemampuan memperbaiki diri (*self purification*) jika mengalami gangguan baik yang bersifat fisik, kimia maupun biologi. Sampai batas kemampuan memperbaiki diri tersebut belum terlampaui, kejadian yang disebut sebagai pencemaran belum terjadi.

Pencemaran terjadi jika kemampuan tersebut terlampaui dan menyebabkan berbagai konsekuensi ekologis lanjutan di dalam air yang sifatnya adalah negatif sehingga tampak bahwa kemampuan mengidentifikasi batas atas dari *self purification* dalam sebuah ekosistem laut menjadi demikian penting. Penentuan batas atas tersebut dikenal sebagai kemampuan ekosistem menetralisasi cemaran atau disebut juga kemampuan asimilasi (*assimilative capacity*). Di dalam teknis penghitungannya, kapasitas asimilasi sangat ditentukan oleh fisik

perairan laut tersebut dan sedikit pengaruh kimia-biologis. Faktor dominan yang menentukan kapasitas asimilasi, antara lain pola arus (arah dan kecepatannya), penguapan, masukan input pencemar, pembilasan pencemar ke luar sistem dan kedalaman perairan.

Pemahaman penting lainnya tentang ekosistem adalah pemahaman tentang keterkaitan dan ketergantungan antar ekosistem di perairan laut dan pesisir. Khususnya di perairan pesisir, keterkaitan antar ekosistem demikian erat sehingga gangguan karena pencemaran terhadap sebuah ekosistem akan dapat mempengaruhi kualitas ekosistem lainnya yang berdekatan. Misalnya, pencemaran minyak yang mengganggu ekosistem hutan bakau akan secara sinergis mengganggu rekrutmen larva ikan di perairan laut lepas di depannya dan juga dapat mengganggu ekosistem terumbu karang dan aktivitas penangkapan ikan.

Keterkaitan antar kegiatan manusia di daratan dengan pencemaran laut juga merupakan karakter khas ekosistem laut yang perlu diperhatikan dalam pengendalian pencemaran laut. Pendekatan ekosistem dalam pengendalian pencemaran laut juga merupakan hal yang baik disebabkan karakter pencemar di dalam air yang tersebar mengikuti pola rantai dan jaring makanan. Melalui mekanisme makan memakan yang dimulai dari organisme renik produsen fitoplankton sampai ke ikan karnivora di puncak rantai makanan dan bahkan sampai ke manusia merupakan proses persebaran bahan pencemar di perairan laut. Karakter pencemar yang terkadang persisten dan sulit urai (misalnya, bahan logam dan pestisida) akan tetap dalam bentuknya, stabil, dan terakumulasi semakin tinggi dengan semakin tingginya status organisme penyimpan di dalam rantai makanan. Akumulasi melalui rantai makanan tersebut menyebabkan organisme yang tinggi di dalam rantai makanan akan merupakan makhluk penyimpan bahan pencemar tersebut.

D. Pencemaran Logam Berat Terhadap Lingkungan Perairan

Definisi cemar menurut Saeni (1989) adalah zat yang mempunyai pengaruh menurunkan kualitas lingkungan atau menurunkan nilai lingkungan itu. Sedangkan kontaminan adalah zat yang menyebabkan perubahan dari susunan normal dari suatu lingkungan. Kontaminan tidak digolongkan sebagai cemar bila tidak menimbulkan penurunan kualitas lingkungan. Pencemaran adalah peristiwa adanya penambahan bermacam-macam bahan sebagai hasil dari aktivitas manusia ke dalam lingkungan yang biasanya memberikan pengaruh berbahaya terhadap lingkungan itu.

Logam berat merupakan salah satu unsur pencemar perairan yang bersifat toksik dan harus terus diwaspadai keberadaannya. Penyebab utama logam berat menjadi bahan pencemar

berbahaya yaitu logam berat tidak dapat dihancurkan (non degradable) oleh organisme hidup di lingkungan dan terakumulasi ke lingkungan, terutama mengendap di dasar perairan membentuk senyawa kompleks bersama bahan organik dan anorganik secara adsorpsi dan kombinasi (Djuangsih dkk., 1982 dalam Pagoray 2001).

Limbah industri merupakan sumber pencemaran yang potensial bagi perairan laut. Sebagai contoh adalah pencemaran Hg (raksa) di Jepang yang terkenal dengan *Tragedi Minamata*. Industri kimia yang beroperasi di sekitar Teluk Minamata ini membuang limbah yang mengandung merkuri ke perairan teluk. Ibu-ibu yang mengkonsumsi makanan laut (sea food) yang diperoleh dari Teluk Minamata yang tercemar oleh merkuri melahirkan anak-anak cacat bawaan. Selain itu kasus keracunan kadmium juga terjadi di Jepang yang terkenal dengan penyakit *itai-itai* dengan gejala sakit pada tulang dan keroposnya tulang (Effendi, 2000).

Secara alamiah, unsur logam berat terdapat di seluruh alam, namun dalam kadar yang sangat rendah. Kadar logam berat akan meningkat apabila limbah perkotaan, pertambangan dan perindustrian yang banyak mengandung logam berat masuk ke lingkungan laut. Logam berat memasuki perairan alami melalui saluran pembuangan dan hanya sebagian kecil yang dipindahkan melalui cara-cara yang khusus. Logam berat yang sangat beracun ini tahan lama dan banyak terdapat di lingkungan. Logam berat tersebut adalah raksa (Hg), timah hitam atau timbal (Pb), arsen (As), kadmium (Cd), kromium (Cr), dan nikel (Ni) (Bernhard dalam Hutagalung, 1984).

Penggunaan yang luas dari logam berat Pb telah memberikan masukan logam berat Pb ke dalam lingkungan. Menurut Siregar (2005), masuknya logam berat Pb ke dalam perairan dapat melalui atmosfer, aliran buangan industri, pertambangan, limbah pemukiman dan secara alami. Menurut Moore dan Rornamoorthy (1983), bahwa pertambangan memberikan kontribusi kehadiran logam berat Pb di perairan dalam bentuk limbah padat sekitar 20.000 mg/kg. Namun jumlah ini masih jarang di bawah masukan logam berat Pb melalui atmosfer dan limbah industri.

Di lingkungan perairan, bentuk logam antara lain berupa ion-ion bebas, pasangan ion organik, dan ion kompleks. Menurut Palar (1994), logam berat Pb yang ada dalam badan perairan dapat ditemukan dalam bentuk ion-ion divalen (Pb^{2+}) atau ion-ion tetravalen (Pb^{4+}). Sedangkan menurut Horne (1969), di dalam sistem perairan, logam berat Pb yang masuk akan terdapat dalam bentuk kompleks dengan gugus organik membentuk larutan koloidal atau dalam bentuk ion Pb^{2+} , $PbSO_4$, $PbCl_n^{2-n}$ dan $Pb(OH)_n^{2-n}$ sedangkan dalam bentuk mineral atau garam, Pb hadir di laut dalam bentuk $PbCO_3$.

Eckenfelder (1989) mengungkapkan bahwa logam berat Pb pada perairan ditemukan dalam bentuk terlarut dan tersuspensi, dimana kelarutan Pb cukup rendah sehingga konsentrasi Pb dalam air relatif sedikit. Di perairan air tawar, Pb membentuk senyawa kompleks yang memiliki sifat kelarutan rendah dengan berbagai ion, misalnya hidroksida, karbonat, sulfida dan sulfat. Menurut Darmono, (1995) konsentrasi rata-rata logam Pb dalam perairan tawar alami 0,3 mg/L, sedangkan konsentrasi rata-rata logam Pb pada perairan laut sekitar 0,03 mg/L. Selain itu, menurut Millero dan Sohn (1992), waktu tinggal (*residence time*) logam berat Pb dalam air dapat mencapai 2000 tahun.

Menurut Bryan *dalam* Supriharyono (2000), logam berat yang masuk ke perairan laut secara alami berasal dari tiga sumber, yaitu:

- Masukan dari daerah pantai (coastal supply), yang berasal dari sungai dan hasil abrasi pantai oleh aktivitas gelombang.
- Masukan dari laut dalam (deep sea supply), meliputi logam-logam yang dibebaskan oleh aktivitas gunung berapi di laut yang dalam dan logam-logam yang dibebaskan dari partikel atau sedimen-sedimen oleh proses kimiawi
- Masukan dari lingkungan dekat pantai, termasuk logam-logam yang ditransportasi ikan dari atmosfer sebagai partikel-partikel debu.

Kadar logam berat yang normal dalam air laut ialah 0,15 ppb (Waldichuk *dalam* Hutagalung, 1991). Biasanya tingkat konsentrasi logam berat dalam air dibedakan menurut tingkat pencemarannya, yaitu: polusi berat, yang biasanya memiliki kandungan logam berat dalam air dan organisme yang hidup di dalamnya cukup tinggi, tingkat polusi sedang, kandungan logam berat dalam air dan biota yang hidup di dalamnya berada dalam batas marjinal. Tingkat non polusi, dimana kandungan logam berat dalam air dan biota yang hidup di dalamnya sangat rendah, bahkan tidak terdeteksi (Darmono, 2001).

Menurut Pacyna (1987), walaupun logam berbahaya tersebut kandungannya sangat kecil dalam bahan bakar minyak dan batubara tetapi kekuatan untuk menyebabkan keracunan sangat besar. Logam tersebut biasanya terikat dalam bentuk bahan organik dan fraksi mineral.

Sanusi (1985) mengatakan bahwa daya racun logam berat ditentukan oleh faktor-faktor senyawa logam berat yang terdapat dalam air, adanya unsur logam berat lain, faktor lingkungan yang mempengaruhi fisiologi organisme, misalnya suhu, DO, cahaya dan

salinitas, perubahan siklus hidup, umur makanan, seks dan adaptasi terhadap logam berat. Hal tersebut diperkuat oleh Hutagalung (1984), bahwa selain suhu dan salinitas, pH dan kesadahan dari perairan tersebut juga turut mempengaruhi toksisitas logam berat. Kesadahan yang tinggi dapat mempengaruhi toksisitas logam berat, karena logam berat dalam air dengan kesadahan yang tinggi akan membentuk senyawa kompleks yang mengendap dalam air. Selain itu, logam berat adalah unsur yang mempunyai densitas lebih besar dari 5 gram cm³, mempunyai nomor atom lebih besar dari 21 dan terdapat pada bagian tengah pada daftar periodik. Beberapa macam logam berat sangat beracun terhadap tumbuh-tumbuhan, hewan dan manusia. Logam-logam berat tersebut keracunannya bisa bertahan dalam waktu yang lama. Unsur logam berat dalam jumlah yang berlebihan akan bersifat racun. Toksisitas (daya racun) logam berat tergantung pada jenis, kadar, efek sinergis-antagonis dan bentuk fisika-kimianya.

Logam berat yang masuk ke perairan laut akan mengalami pengendapan, pengenceran dan dispersi. Kemudian dapat diserap oleh organisme yang hidup di perairan laut. Pengendapan logam berat di suatu perairan terjadi karena adanya anion karbonat, hidroksil dan klorida. Bryan *dalam* Sanusi (1985) mengatakan bahwa daya racun logam berat ditentukan oleh faktor-faktor : senyawa logam berat yang terdapat dalam air, adanya fisiologi organisme seperti : suhu, salinitas, pH dan adaptasi terhadap logam berat.

Absorpsi logam berat oleh organisme perairan dapat terjadi secara langsung maupun tidak langsung . Menurut Supriharyono (1984), absorpsi logam berat oleh organisme perairan secara langsung terjadi melalui bagianbagian tubuh tertentu seperti : insang dan dinding usus. Sedangkan absorpsi secara tidak langsung terjadi melalui rantai makanan. Biasanya absorpsi secara langsung ini lebih berbahaya daripada tidak langsung . Logam berat biasanya terakumulasi di dalam jaringan tubuh organisme.

Limbah yang paling banyak mengandung logam berat adalah limbah industri. Hal ini disebabkan senyawa atau unsur logam berat sangat banyak dimanfaatkan dalam industri sebagai bahan baku, katalis, fungisida dan sebagai bahan aditif. Limbah industri yang banyak mengandung logam berat akan terbawa oleh sungai atau udara ke laut. Oleh karena itu limbah industri merupakan sumber pencemar logam berat yang potensial bagi perairan laut. Jumlah dan jenis logam berat yang terdapat dalam limbah industri tergantung pada jenis dan proses industrinya. Sehingga dari jenis industri yang ada pada suatu daerah dapat diramalkan jenis pencemaran logam berat yang mungkin terjadi (Hutagalung, 1984).

Wilayah pesisir adalah daerah pertemuan antara darat dan laut dengan batas ke arah darat meliputi bagian daratan, baik kering maupun terendam air yang masih mendapat pengaruh sifat-sifat laut seperti angin laut, pasang surut, perembesan air laut yang dicirikan oleh jenis vegetasi yang khas (Supriharyono, 2002).

Wilayah pesisir juga merupakan suatu wilayah peralihan antara daratan dan lautan. apabila ditinjau dari garis pantai, maka suatu wilayah pesisir memiliki dua macam batas yaitu batas sejajar garis pantai dan batas tegak lurus terhadap garis pantai. Batas wilayah pesisir ke arah laut mencakup bagian atau batas terluar dari pada daerah paparan benua (continental shelf) dimana ciri-ciri perairan ini masih dipengaruhi oleh proses alami yang terjadi di darat, seperti sedimentasi dan aliran air tawar maupun proses yang disebabkan oleh kegiatan manusia di darat, seperti penggundulan hutan dan pencemaran (dahuri, dkk., 2004)

Di daratan pesisir terutama di sekitar muara sungai besar, berkembang pusat-pusat pemukiman manusia yang disebabkan oleh kesuburan sekitar muara sungai besar dan tersedianya prasarana angkutan yang relatif mudah dan murah serta pengembangan industri juga banyak dilakukann di daerah pesisir. Pemukiman di sekitar pesisir menghasilkan pola-pola penggunaan lahan dan air yang khas, yang berkembang sejalan dengan tekanan dan tingkat pemanfaatan sesuai dengan keadaan lingkungan wilayah pesisir, sehingga tampak bahwa sumberdaya alam wilayah pesisir telah dimanfaatkan secara beraneka ragam. Namun perlu diperhatikan agar kegiatan yang beranekaragam dapat berlangsung secara serasi. suatu kegiatan dapat menghasilkan hasil sampingan yang dapat merugikan kegiatan lain, misalnya limbah industri yang langsung dibuang ke lingkungan pesisir, tanpa mengalami pengolahan tertentu sebelum dapat merusak sumberdaya hayati akuatik dan dengan demikian merugikan perikanan (Lessy, 2006).

Menurut Alamsyah (1999), pencemaran lingkungan pesisir dan laut dapat diakibatkan oleh limbah buangan kegiatan atau aktivitas di daratan (land-based-pollution) maupun kegiatan atau aktivitas di lautan (sea-based pollution). Kontaminasi lingkungan laut akibat pencemaran dapat dibagi atas kontaminasi secara fisik dan kimiawi. Secara umum, kegiatan atau aktivitas di daratan (land-based pollution) yang berpotensi mencemari lingkungan pesisir dan laut antara lain: penebangan hutan (deforestation), buangan limbah industri (disposal of industrial wastes), buangan limbah pertanian (disposal of agricultural wastes), buangan limbah cair domestik (sewage disposal), buangan limbah padat (solid wastes disposal), konversi lahan mangrove dan lamun (mangrove and swamp conversion), dan reklamasi di kawasan pesisir (reclamation).

Sedangkan kegiatan atau aktivitas di laut (sea-based pollution) yang berpotensi mencemari lingkungan pesisir dan laut antara lain perkapalan (shipping), dumping di laut (ocean dumping), pertambangan (mining), eksplorasi dan eksploitasi minyak (oil eksploration and eksploration, budiaya laut (mariculture) dan perikanan (fishing).

Cara masuknya sumber-sumber polutan ke laut diterangkan oleh Mannion dan Bowlby (1992) yang menyatakan ada limbah yang dibuang ke laut secara langsung yaitu berupa hasil kegiatan di pantai maupun lepas pantai, atau secara tidak langsung sebagai bahan yang terbawa melalui aliran sungai, ada pula limbah yang dengan sengaja di bawa ke laut lepas untuk ditimbun (dumping).

Sementara itu, sumber pencemaran akibat kegiatan di laut terutama berasal dari buangan kapal-kapal, baik karena kegiatan operasional rutin (sengaja) maupun karena kecelakaan (tidak disengaja). Pencemaran akibat kecelakaan mengakibatkan masuknya polutan dalam jumlah besar, seperti akibat kebocoran kapal supertanker minyak yang menyebabkan laut tercemar. Lebih penting lagi, adalah akibat kegiatan rutin yang secara reguler membuang polutan ke lingkungan laut karena hal ini merupakan cara termurah untuk membuang limbah (Lessy, 2006).

Perairan wilayah pesisir umumnya merupakan perangkap zat-zat hara maupun bahan-bahan buangan. namun untuk kelestariannya perlu diperhatikan limbah yang berasal dari industri-industri maupun aktifitas manusia lainnya yang dibuang ke perairan tersebut, akan merusak kelestarian flora dan fauna wilayah pesisir dikemudian hari, sehingga dapat merusak keseimbangan ekosistem wilayah pesisir. Oleh karena itu, pemanfaatan ganda yang tidak direncanakan dengan cermat akan menimbulkan masalah lingkungan yang berhubungan dengan bahan buangan. Sampah organik dari kota, sisa-sisa pestisida dan pupuk pertanian, bahan buangan industri dan sebagainya, akan terbawa aliran air sungai dan pada akhirnya akan mencapai perairan pesisir (Pagoray, 2003).

Wilayah pesisir dan laut memiliki arti yang strategis dan penting bagi masa depan Indonesia mengingat sebagai negara Kepulauan (*archipelagic state*) terbesar di dunia, wilayah ini mendominasi total wilayah Indonesia. Panjang pantai Indonesia adalah 81.000 km, terpanjang kedua setelah Kanada atau yang pertama di dunia dalam konteks panjang pantai yang produktif (*catatan*: panjang pantai Kanada didominasi oleh panjang pantai wilayah Greenland yang berupa lahan kurang produktif karena berupa gurun).

Selain itu, dengan luas wilayah teritorial Indonesia yang tercatat sebesar 7,1 juta km² wilayah laut mendominasi dengan luas kurang lebih 5,4 juta km². Dengan potensi fisik sebesar

ini, Indonesia memiliki dengan sumber daya perikanan dan kelautan yang besar. Dari sisi keanekaragaman hayati, Indonesia dikenal sebagai negara dengan kekayaan hayati kelautan terbesar. Dalam hal ekosistem, terumbu karang (*coral reefs*), Indonesia dikenal sebagai salah satu penyumbang kekayaan hayati terumbu karang terbesar di dunia. Menurut data World Resources Institute (2002), dengan luas total sebesar 50.875 km² maka 51% terumbu karang di kawasan Asia Tenggara dan 0020% terumbu karang di dunia berada di wilayah perairan Indonesia.

Sumber daya perikanan juga memiliki potensi yang besar sehingga sering disebut bahwa sektor perikanan merupakan raksasa yang sedang tidur (*the sleeping giant*). Hasil riset Komisi Stock Ikan Nasional menyebutkan bahwa stock sumber daya perikanan nasional diperkirakan sebesar 6,4 juta ton per tahun. Hal ini tentu estimasi kasar karena belum mencakup potensi ikan di perairan daratan (*inland waters fisheries*). Demikian juga dengan sumber daya alam kelautan lainnya, seperti sumber daya minyak yang berkontribusi secara signifikan terhadap total produksi minyak dan gas (67%), gas dan mineral laut lainnya, serta potensi material untuk bioteknologi yang diperkirakan mencapai kapitalisasi pasar triliunan rupiah (Dahuri, 2004). Total kontribusi sektor perikanan dan kelautan terhadap PDB nasional mencapai 25% dan menyumbang lebih dari 15% lapangan pekerjaan (Burke *et.al.*, 2002).

Dengan potensi yang demikian besar dan memiliki arti penting dalam konteks perekonomian bangsa maka perencanaan dan pengelolaan yang berkelanjutan dari wilayah pesisir dan laut, khususnya perencanaan pengelolaan perikanan menjadi sebuah kebutuhan mutlak. Fungsi perencanaan dan pengelolaan ini tidak hanya berdimensi fisik untuk menjaga kelestarian dan kelanjutan sistem alam dan sumber daya perikanan, namun memiliki dimensi sosial karena berada di wilayah pesisir dan laut pun, yaitu komunitas pesisir yang telah berinteraksi secara dinamis dengan pemanfaatan sumber daya perikanan merupakan salah satu unsur yang perlu diperhatikan sehingga pembangunan wilayah pesisir secara berkelanjutan dapat terwujud.

Perencanaan pengelolaan perikanan (*fisheries management plan*) dan rencana pengelolaan kawasan pesisir (*coastal management plan*) dengan sendirinya merupakan alat yang penting untuk mengetahui dinamika masyarakat pesisir terkait dengan pola pemanfaatan dan apresiasi terhadap sumber daya pesisir dan lautan, termasuk dalam hal ini sumber daya perikanan. Dengan adanya rencana pengelolaan perikanan yang sistematis maka pengelolaan

perikanan di suatu wilayah akan menjadi lebih efisien dalam konteks prosesnya untuk mencapai tujuan pembangunan perikanan pada khususnya dan pembangunan wilayah pesisir dan lautan pada umumnya. Salah satu prinsip dasar penyusunan rencana pengelolaan perikanan dan rencana pengelolaan kawasan pesisir adalah prinsip keterpaduan dan prinsip aspiratif. Terpadu dalam konteks pendekatan komprehensif yang memadukan antara dinamika sistem alam (*ecosystem*) dan sistem manusia (*human system*), sedangkan aspiratif lebih pada pendekatan dari bawah di mana proses perencanaan wilayah pesisir dan laut dilakukan dengan melibatkan masyarakat pesisir sebagai subjek sekaligus objek dari perencanaan itu sendiri.

Menurut IPCC (1994) dalam Dahuri (1996), pengelolaan wilayah pesisir secara terpadu (*Integrated Coastal Zone Management*) merupakan cabang ilmu baru bukan saja di Indonesia, namun juga di tingkat dunia. Dalam konteks ini, walaupun secara substansial sama, kemudian timbul beberapa istilah yang terkait dengan pengelolaan wilayah pesisir dan laut, seperti *Coastal Management* (CM), *Integrated Coastal Management* (ICM), *Integrated Coastal Area Management* (ICAM), *Integrated Coastal and River Basin Management* (ICRBM), *Integrated Coastal Zone Planning and Management* (ICZPM), dan lain sebagainya.

Secara umum, tidak ada konsep dan definisi yang baku tentang wilayah pesisir. Ketchum (1972) menyebutkan bahwa pada dasarnya wilayah pesisir adalah wilayah pertemuan antara wilayah daratan (*terrestrial*) dan wilayah laut (*the coast may be thought of as the area that shows a connection between land and ocean*). Selanjutnya, secara ekologis Ketchum mendefinisikan wilayah pesisir sebagai (Ketchum, 1972).

Wilayah pesisir adalah sebuah wilayah yang dinamik dengan pengaruh daratan terhadap lautan atau sebaliknya. Proses keterkaitan (*interlinkages*) antara wilayah darat dan laut ini merupakan sumber dinamika yang penuh tantangan dalam kerangka pengelolaan wilayah pesisir dan laut secara terpadu (*integrated coastal management*; ICM).

wilayah pesisir tidak hanya diidentifikasi berdasarkan sifat ekologis semata, namun harus pula mencakup definisi administratif sebagai sebuah wilayah pengelolaan. Menurut FAO (2000) istilah *coastal zone* lebih tepat digunakan daripada *coastal area* yang lebih berkonotasi sebagai wilayah geografis sebelum dijadikan sebuah kawasan pengelolaan. Dalam modul ini, istilah “wilayah pesisir” digunakan untuk kedua pengertian *coastal zone* maupun *coastal area*.

Pada tataran global, definisi wilayah pesisir tergantung dari tujuan pengelolaan, dari definisi paling sempit sampai luas. Srilanka, misalnya mendefinisikan wilayah pesisirnya

sebagai kawasan dengan panjang 1 km ke arah laut (*seaward*) dan 300 meter sampai 2 km ke arah darat (*landward*) (Scura, *et.al.*, 1992). Selanjutnya, menurut hukum Prancis, wilayah pesisir didefinisikan sebagai kawasan geografis yang memerlukan zonasi tertentu dan perlindungan tata guna lahan dan pembangunan (FAO, 2000). Sementara itu, definisi wilayah pesisir di negara bagian Queensland, Australia adalah wilayah pesisir yang mencakup kawasan perairan (*coastal waters*) dan seluruh wilayah daratan (*landward*) yang memiliki fitur fisik, ekologi, dan proses alam atau kegiatan manusia yang mempengaruhi atau yang berpotensi mempengaruhi pantai (*coast*) dan sumber daya pesisir (*coastal resources*) (Kay and Alder, 2000).

Dalam naskah akademik Usulan RUU Pengelolaan Wilayah Pesisir (DKP, 2001), definisi wilayah pesisir yang digunakan mencakup 3 pendekatan batasan, yaitu pendekatan ekologi, pendekatan administrasi dan pendekatan perencanaan. Dalam konteks pendekatan ekologis, wilayah pesisir didefinisikan sebagai kawasan daratan yang masih dipengaruhi oleh proses dan dinamika laut, seperti pasang surut, intrusi air laut, dan kawasan laut yang masih mendapat pengaruh dari proses dan dinamika daratan, seperti sedimentasi dan pencemaran. Sementara itu, pendekatan administrasi membatasi wilayah pesisir sebagai wilayah yang administrasi pemerintahan memiliki batas terluar sebelah hulu dari kecamatan atau kabupaten/kota yang mempunyai laut dan ke arah laut sejauh 12 mil dari garis pantai untuk provinsi dan seper tiganya untuk kabupaten/kota. Sedangkan dalam konteks pendekatan perencanaan, wilayah pesisir merupakan wilayah perencanaan pengelolaan sumber daya yang difokuskan pada penanganan isu yang akan dikelola secara bertanggung jawab.

Potensi sumber daya pesisir dan laut merupakan karunia yang harus dimanfaatkan seoptimal mungkin untuk kesejahteraan masyarakat. Sedangkan, di luar potensi sumber daya pesisir dan laut yang besar, sudah jamak diketahui bahwa wilayah pesisir dan laut menyimpan potensi permasalahan sekaligus ancaman terutama yang berasal dari aktivitas manusia. Pencemaran industri di darat, pemanfaatan sumber daya yang berlebihan (*overexploitation*) atau konflik pemanfaatan sumber daya adalah contoh permasalahan dan ancaman yang ada dalam konteks pengelolaan pesisir dan laut. Dalam hal ini, pengelolaan wilayah pesisir dan laut secara terpadu menjadi penting dan relevan untuk mengurangi potensi permasalahan dan ancaman sekaligus mampu mewujudkan tujuan pengelolaan sumber daya dan lingkungan wilayah pesisir dan laut berkelanjutan.

Pemerintah Indonesia melalui Departemen Kelautan dan Perikanan telah menerbitkan Surat Keputusan Menteri Kelautan dan Perikanan No. 10/MEN/2003 tentang Panduan Perencanaan Pengelolaan Pesisir Secara Terpadu (*Integrated Coastal Zone Management; ICZM*). Tujuan penerbitan panduan ini untuk:

- Menyediakan panduan bagi pemerintah provinsi, kabupaten/kota, pihak swasta maupun masyarakat dalam perencanaan pengelolaan wilayah pesisir secara terpadu.
- Memfasilitasi pihak-pihak yang terkait (*stakeholders*) dalam mengikuti proses dan tahapan perencanaan pengelolaan pesisir secara terpadu sesuai dengan kondisi ekologi, sosial, dan ekonomi masyarakat di wilayah pesisir yang terkait;
- Melakukan standarisasi mekanisme perencanaan pengelolaan wilayah pesisir secara terpadu.

E. Isu dan Masalah Hukum dan Kelembagaan

Koordinasi merupakan salah satu faktor utama sekaligus isu penting dalam pengelolaan wilayah pesisir dan laut. Hal ini tidak dapat dilepaskan dari fungsi wilayah pesisir yang multiguna (*multiuse*) sehingga bersifat kompleks. Dalam kaitan ini, Adrianto (2005) menyebut bahwa wilayah pesisir merupakan sebuah sistem yang kompleks (*complex system*) yang perlu mendapatkan perhatian secara komprehensif dan menggunakan pendekatan sistem.

Telah dijelaskan dalam FAO (1998), koordinasi merupakan salah satu faktor penting dan mungkin paling sulit dalam praktik pengelolaan pesisir dan laut. Koordinasi dirasa penting dan masih menjadi isu utama dalam pengelolaan wilayah pesisir dan laut karena adanya faktor yang berbasis pada kekuasaan (*power of authority*) dan masalah pembiayaan (*funding*). Selain itu, koordinasi merupakan faktor penting yang dapat membawa seluruh pihak yang terkait (*stakeholders*) ke dalam proses perencanaan, desain dan implementasi pengelolaan pesisir. Koordinasi ditujukan untuk hal-hal berikut:

- a. Mempromosikan dan memperkuat kerjasama dan komunikasi multi-institusi, multi-sektoral.
- b. Menyediakan forum/media sebagai sarana negosiasi dan resolusi konflik.
- c. Mengurangi persaingan dengan cara meminimalisasi tumpang tindih dan kesenjangan dalam pembagian tanggung jawab.

Selain itu, koordinasi dalam konteks tingkat implementasi dan tujuan dapat digolongkan menjadi 3 (tiga) tipe sebagai berikut:

- a. Koordinasi vertikal di mana implementasi koordinasi terjadi pada instansi vertikal, yaitu

pusat, provinsi, dan kabupaten/kota.

- b. Koordinasi horizontal di mana implementasi koordinasi terjadi antarinstansi horizontal, misalnya antarinstansi teknis dalam satu level pemerintahan provinsi atau daerah.
- c. Koordinasi temporal di mana implementasi koordinasi berbasis pada waktu, misalnya bagaimana kegiatan saat ini dapat diidentifikasi besaran dampaknya di masa datang.

Dalam konteks pengelolaan wilayah pesisir dan laut, tiga tipe koordinasi tersebut di atas dapat diimplementasikan sebagai contoh dalam konteks koordinasi vertikal seperti yang diamanatkan oleh UU No. 32/2004 tentang otonomi daerah. Koordinasi horizontal dapat diimplementasikan melalui pendekatan *co-management*, sedangkan koordinasi temporal dapat dilakukan dengan pendekatan *visionary* perencanaan strategis pengelolaan wilayah pesisir dan laut.

Dalam kaitannya dengan pencemaran laut, koordinasi vertikal antara pusat daerah adalah seharusnya diwujudkan dalam koordinasi antara kabupaten/provinsi (yang diwakili oleh institusi BPLHD/Bapedalda) dengan pusat dalam hal ini adalah Kementerian LH. Tumpang tindih dan rendahnya koordinasi ini masih dirasakan Karena memang sangat terkait dengan kewenangan daerah di dalam pemberian izin sebuah kegiatan yang berpotensi menimbulkan pencemaran laut. Izin pelaksanaan kegiatan sampai skala tertentu dikeluarkan oleh bupati/gubernur dan terkadang masih merupakan kelemahan didalam implementasi pengawasan pencemaran pesisir dan laut.

Isu ini terkaitpula dengan kemampuan lembaga yang terkait dengan pengelolaan wilayah pesisir dan laut, tidak dalam konteks perangkat keras, seperti teknologi maupun fasilitas, namun lebih pada unsur pengelolaan terhadap proses, dinamika dan penanggulangan pencemaran. Hal ini dapat diidentifikasi terutama untuk kasus kemampuan lembaga di tingkat daerah yang masih belum optimal dalam menjalankan fungsi pencegahan maupun mitigasi pencemaran di pesisir dan laut.

Isu lainnya adalah hukum yang terjadi baik dalam level nasional maupun di dalam departemen teknis. Dalam konteks pengendalian pencemaran laut, beberapa departemen memiliki peraturan internal tersendiri yang terkait dengan pencemaran laut sementara departemen lainnya belum memiliki. Departemen Kelautan dan Perikanan, ESDM dan Perhubungan, telah memiliki perangkat peraturan perundangan dalam pengendalian pencemaran, sedangkan beberapa departemen lainnya belum ada dan masih mengacu kepada peraturan yang dikeluarkan Kementerian LH. Aturan pokok tentang pengelolaan wilayah pesisir

dan laut yang dikeluarkan oleh LH adalah bersifat umum dan tidak mengatur secara teknis tentang aktivitas kegiatan yang merupakan wewenang departemen teknis. Kegiatan eksplorasi dan eksploitasi migas, perkapalan dan kepelabuhanan serta pariwisata pantai dan laut memerlukan peraturan perundangan detail dan teknis dari masing-masing departemen tersebut.

F. Potensi Sumber Daya Pesisir dan Laut

Secara alamiah potensi pesisir di daerah dimanfaatkan langsung oleh masyarakat yang bertempat tinggal di kawasan tersebut yang pada umumnya terdiri dari nelayan. Nelayan di pesisir memanfaatkan kekayaan laut mulai dari ikan, rumput laut, terumbu karang dan sebagainya untuk memenuhi kebutuhan hidupnya. Pada umumnya potensi pesisir dan kelautan yang di manfaatkan oleh nelayan terbatas pada upaya pemenuhan kebutuhan hidup. Pemanfaatan potensi daerah pesisir secara besar-besaran untuk mendapatkan keuntungan secara ekonomis dalam rangka peningkatan pertumbuhan perekonomian rakyat belum banyak dilakukan. Pemanfaatan pesisir untuk usaha ekonomi dalam skala besar baru dilakukan pada sebagian Kabupaten dan Kota yang berada di daerah pesisir.

Pada umumnya usaha ekonomi pemanfaatan daerah pesisir ini bergerak disektor pariwisata. Sejalan dengan pelaksanaan otonomi daerah, Pemerintah Daerah berupaya untuk memanfaatkan potensi daerah pesisir ini untuk meningkatkan Pendapatan Asli Daerah (PAD). Disamping itu Pemerintah Daerah juga memanfaatkan potensi daerah pesisir ini untuk meningkatkan pertumbuhan dan perekonomian masyarakat di daerah.

Mengingat kewenangan daerah untuk melakukan pengelolaan bidang kelautan ang termasuk juga daerah pesisir masih merupakan kewenangan baru bagi daerah, maka pemanfaatan potensi daerah pesisir ini belum sepenuhnya dilaksanakan oleh Daerah Kabupaten atau kota yang berada di pesisir. Jadi belum semua Kabupaten dan Kota yang memanfaatkan potensi daerah pesisir.

FAO (2000) mengidentifikasi bahwa pemanfaatan sumber daya wilayah pesisir sudah dilakukan sejak zaman prasejarah mengingat wilayah pesisir menyediakan barang dan jasa yang diperlukan oleh manusia khususnya yang terkait dengan komunikasi, transportasi dan penyediaan bahan pangan.

Dalam perspektif statistik global, Soares, *et.al* (1998) menyebutkan bahwa 50-70% dari seluruh populasi dunia mendiami kawasan pesisir. Selanjutnya, NOAA (1992) memprediksi bahwa dalam 30 tahun ke depan, jumlah populasi penduduk di kawasan pesisir akan

bertambah dari keadaan saat ini. Selain itu, statistik global juga menunjukkan bahwa luas perairan laut adalah 361 juta km² atau sekitar 70% dari total wilayah bumi dengan total volume laut global sebesar 1.348 juta km kubik. Dari 3 wilayah laut dunia (Atlantik, Pasifik dan India), rata-rata kedalaman laut adalah 3,7 km dan kedalaman tertinggi ada di Laut Pasifik, yaitu 11,02 km.

Secara nasional, wilayah pesisir dan laut Indonesia merupakan wilayah penting yang diharapkan dapat menjadi pendorong pertumbuhan ekonomi bangsa. Hal ini didorong oleh besarnya potensi sumber daya pesisir dan laut yang dapat dimanfaatkan untuk kesejahteraan bangsa. Bagian ini menyajikan secara ringkas potensi sumber daya pesisir dan laut, kemudian diikuti dengan peran secara ekonomi sektor-sektor pembangunan yang berbasis pada pemanfaatan sumber daya pesisir dan lautan.

Indonesia memiliki potensi pariwisata bahari yang memiliki daya tarik bagi wisatawan. Selain itu juga potensi tersebut didukung oleh kekayaan alam yang indah dan keanekaragaman flora dan fauna. Misalnya, kawasan terumbu karang di seluruh perairan Indonesia luasnya mencapai 7.500 km² dan umumnya terdapat di wilayah taman laut. Selain itu juga didukung oleh 263 jenis ikan hias di sekitar terumbu karang tersebut. Potensi pariwisata bahari tersebut tersebar di sekitar 241 daerah Kabupaten/Kota. Selain itu, kawasan pulau yang diidentifikasi memiliki potensi pariwisata bahari disajikan secara lengkap pada Tabel 1.7 berikut (PKSPL-IPB, 2004).

G. Isu Kerusakan Fisik Ekosistem Pesisir dan Laut

1. Terumbu Karang

Terumbu karang merupakan salah satu ekosistem penting dalam konstelasi wilayah pesisir dan laut. Bersama dengan ekosistem mangrove dan padang lamun, ekosistem ini menjaga keseimbangan dinamika ekologi wilayah pesisir dan laut. Namun demikian, fakta menunjukkan bahwa kerusakan ekosistem terumbu karang sudah sampai pada taraf yang cukup mengkhawatirkan. Hal ini dapat dilihat dari kondisi penutupan karang hidup di mana tinggal 6,20% yang berada dalam kondisi baik, 28,30% dalam kondisi rusak, dan 41,78% dalam kondisi rusak berat (Suharsono, 1998). Kerusakan ini menurut Cesar (2000), sebagian besar disebabkan oleh kegiatan manusia, seperti kegiatan penangkapan ikan secara destruktif dengan menggunakan bom dan racun, kegiatan penambangan karang untuk bahan bangunan, dan sebagian pula disebabkan oleh kegiatan pariwisata bahari yang tidak mengindahkan unsur

keberlanjutan ekosistem.

2. Mangrove

Seperti halnya ekosistem terumbu karang, degradasi ekosistem mangrove di Indonesia sudah dalam taraf mengkhawatirkan di mana menurut Dahuri, *et.al.* (1996) telah terjadi penurunan luas hutan mangrove dari 4 juta hektar menjadi sekitar 2,5 juta hektar pada periode 1982-1993. Faktor utama dari degradasi ini adalah kegiatan konversi kawasan mangrove menjadi lahan tambak, pemukiman, industri, dan lain sebagainya. Namun demikian, secara global potensi mangrove di Indonesia masih cukup besar karena menyumbang 22% dari total kawasan mangrove dunia.

Salah satu upaya untuk mengurangi tingkat pencemaran di perairan pesisir Kota Makassar dapat dilakukan dengan penanaman vegetasi mangrove. Vegetasi mangrove merupakan satu-satunya tipe vegetasi yang dapat tumbuh dan berkembang dengan baik di kawasan pesisir yang merupakan daerah peralihan antara ekosistem darat dan laut. Vegetasi mangrove mempunyai kemampuan khusus untuk beradaptasi dengan kondisi lingkungan yang ekstrim, seperti kondisi tanah yang tergenang, kadar garam yang tinggi, kondisi tanah yang kurang stabil dan kondisi lingkungan yang tercemar.

Secara umum hutan mangrove adalah komunitas vegetasi pantai tropis, yang didominasi oleh beberapa spesies pohon yang mampu tumbuh dan berkembang pada daerah pasang-surut pantai berlumpur (Bengen, 2004). Ekosistem mangrove merupakan suatu sistem yang terdiri atas organisme (tumbuhan dan hewan) yang berinteraksi dengan faktor lingkungan dan dengan sesamanya di dalam suatu habitat mangrove (Kusmana *et al.*, 2005).

Vegetasi mangrove yang banyak tumbuh di wilayah perairan pesisir dan di muara-muara sungai merupakan tempat penampungan terakhir bagi limbah-limbah yang terbawa oleh aliran sungai, baik limbah rumah tangga maupun limbah industri. Keberadaan ekosistem mangrove di kawasan perairan pesisir menjadi sangat penting karena vegetasi mangrove mempunyai kemampuan mengakumulasi logam berat dan membantu mengurangi tingkat konsentrasi bahan pencemar di air, apalagi jika jumlah limbah pencemar yang terkandung dalam perairan melebihi kemampuan air untuk melakukan pemurnian secara alami. Perakaran mangrove turut berperan sebagai bioakumulator logam berat. Konsentrasi logam berat Cu tertinggi pada vegetasi mangrove jenis *Avicennia marina* dan *Rhizophora mucronata* terletak pada bagian akar (Arisandi, 2005).

Vegetasi mangrove secara tidak langsung juga sangat berperan dalam mengurangi konsentrasi logam berat dalam perairan. Tumbuhan mangrove mempunyai kapasitas sebagai pendukung kehidupan mikro organisme pengurai limbah. Keberadaan vegetasi mangrove pada perairan yang tercemar dapat memperluas area tempat mikro organisme pengurai limbah tersebut melekat untuk tumbuh dan berkembang. Sedangkan akar mangrove akan mengeluarkan oksigen sehingga akan terbentuk zona rizosfer yang kaya oksigen. Dengan semakin banyaknya vegetasi mangrove yang hidup pada perairan yang tercemar, akan semakin banyak mikroorganisme pengurai yang hidup, berkembang dan melekat pada jaringan vegetasi mangrove tersebut. Banyaknya mikro organisme pengurai limbah yang hidup dalam perairan mangrove akan meningkatkan kinerja pembersihan bahan pencemar secara menyeluruh, dikarenakan organisme mikro tersebut mencerna bahan pencemar dalam rangka memperoleh energi. Mekanisme inilah yang menyebabkan konsentrasi bahan pencemar dalam perairan mangrove akan berkurang (Kusumastuti, 2009).

Adaptasi vegetasi mangrove terhadap lingkungan yang tercemar juga dapat dilakukan dengan cara toleransi. Toleransi pada vegetasi mangrove dilakukan dengan mengembangkan sistem metabolik yang dapat berfungsi pada lingkungan dengan konsentrasi toksik yang tinggi. Metabolisme atau transformasi secara biologis logam berat dapat mengurangi toksisitas logam berat. Logam berat yang masuk ke dalam tubuh tanaman akan mengalami pengikatan dan penurunan daya racun, karena diolah menjadi bentuk-bentuk persenyawaan yang lebih sederhana. Proses ini dibantu dengan aktivitas enzim yang mengatur dan mempercepat jalannya proses tersebut. Dengan mekanisme tersebut konsentrasi logam berat yang bersifat toksin dalam perairan laut bisa berkurang dan dinetralkan kembali sehingga biota laut yang hidup di dalamnya tidak lagi berbahaya dan aman untuk dikonsumsi karena kandungan toksinnya di bawah ambang batas.

3. Padang Lamun (*Seagrass Beds*)

Padang lamun adalah kumpulan tumbuhan berbunga yang hidup di perairan dangkal (Nybakken, 1988). Padang lamun mempunyai daun-daun yang panjang dan tipis mirip pita dan mempunyai saluran air serta bentuk pertumbuhannya monopodial dari rhizome. Anggapan pada mulanyabahwa padang lamun merupakan kelompok tumbuh-tumbuhan yang homogen, namun sebenarnya mempunyai keanekaragaman spesies (Purwanto dan Putra, 1994). Selanjutnya, Kiswara (1983, dalam Jaelani 2006) menambahkan bahwa beberapa spesies penyusun padang

lamun memiliki bentuk daun yang berbeda-beda yaitu ada yang berbentuk panjang dan sempit, panjang berbentuk pita, bulat dengan ujung yang runcing, panjang dan kaku, berbentuk elips, bulat telur dan rapuh tanpa saluran udara.

Lamun adalah tumbuh-tumbuhan berbunga (*Angiospermae*) yang secara penuh beradaptasi pada kehidupan bahari (Supriharyono, 2002). Bentuk vegetatif lamun memperlihatkan tingkat keseragaman yang tinggi. Hampir semua genera mempunyai rhizome yang berkembang baik dan bentuk daun yang memanjang atau berbentuk sangat panjang seperti ikat pinggang (*strap shaped*), kecuali pada *halophila* (Fortes, 1979). Oleh karena itu, lamun pada mulanya dianggap sebagai kelompok tumbuh-tumbuhan yang monospesies (homogen). Meskipun demikian, pengamatan lebih lanjut menunjukkan bahwa bentuk pertumbuhannya, sistem percabangan dan struktur anatominya memperlihatkan keanekaragaman yang jelas (Hutomo, 1985). McRoy dan McMilan (1977) telah mengelompokkan lamun dalam enam kategori berdasarkan karakter-karakter vegetatif yang dimiliki sebagai berikut :

a. Herba Percabangan Monopodial

1) Daun panjang seperti ikat pinggang dan mempunyai saluran udara

- Parvozosterid, daunnya panjang dan sempit : *Halodule* dan *Zostera* sub genus *Zosterella*.
- Magnozosterid, daun panjang tetapi tidak lebar : *Zostera* sub genus *Zosterella*, *Cymodocea* dan *Thalassia*.
- Syringodid, daun bulat seperti lidi dengan ujung runcing : *Syringodium*. *Enhalid*, daun panjang dan kaku seperti kulit atau berbentuk ikat pinggang yang kasar : *Enhalus*, *Posidonia*, dan *Phyllospadix*.

b) Daun berbentuk elips, bulat telur, berbentuk tombak atau panjang, rapuh dan tidak memiliki saluran udara

- Halophilid : *Halophila*.

2) Berkayu, percabangan simpodial, daun tumbuh teratur pada kiri dan kanan batang

- Amphibodid : *Amphibolis*, *Thalassodendron* dan *Heterozostera*

b. Sebaran Lamun

1). Distribusi Vertikal

Menurut McMilan (1980), padang lamun tersebar pada sebagian besar perairan pantai di dunia, hanya di beberapa wilayah saja tumbuhan ini tidak ditemukan. Selanjutnya, McRoy dan McMilan (1977) menyatakan penyebaran tumbuhan lamun tidak terlepas dari pengaruh berbagai

kondisi ekologis seperti kedalaman air laut, kandungan zat hara dan jenis substrat. Disamping itu, Whitten *et al.* (1987) menyatakan penyebaran padang lamun juga tergantung pada gelombang, arus, kecerahan, salinitas, karbondioksida bebas, oksigen terlarut (DO), pH dan suhu.

Parvozosterid dan halophid dapat ditemukan pada hampir semua habitat, mulai dari pasir kasar sampai pada lumpur yang lunak, mulai dari daerah pasang surut (*intertidal*) sampai ke tempat yang cukup dalam dan mulai dari laut terbuka sampai ke estuaria. Halophid telah didapatkan pada kedalaman 90 m (Jaelani, 2006). Selanjutnya dinyatakan bahwa magnozosterid dapat dijumpai pada berbagai substrat, tetapi lebih terbatas pada daerah sublitoral. Mereka memasuki daerah litoral yang lebih dangkal yaitu sampai batas air surut rata-rata perbani (*mean low water neap*).

Batas kedalaman sebagian besar spesies ini pada lamun adalah 10 sampai 12 m, tetapi pada perairan yang sangat jernih dapat dijumpai pada tempat yang lebih dalam. *Zostera marina* pernah dijumpai pada kedalaman 30 m. *Syringodid* didapatkan sampai batas kedalaman sublitoral atas (*upper sublitoral*) (Jaelani, 2006).

Enhalid dan *amphibolid* juga terbatas pada bagian atas dari sublitoral, tetapi dengan beberapa pengecualian. *Posodonia oceanica* dapat mencapai kedalaman paling sedikit 60 m. Kisaran kedalaman dimana *Phyllospadix* hidup agak besar, mulai dari sublitoral bawah (*lower sublitoral*) sampai pada kedalaman 30 m. *Thalassodendron ciliatum* dilaporkan pernah ditemukan tumbuh pada kedalaman 30 m, sedangkan *T. Pachyrhizum* dapat mencapai kedalaman 40 m. *Enhalid* dan *amphibolid* hidup pada substrat pasir dan karang-karang mati, kecuali *E. Acoroides* didapatkan pada habitat pasir berlumpur (Den Hartog, 1977).

Sebagai hasil dari perbedaan kondisi ekologis tersebut, terlihat adanya pola zonasi pertumbuhan lamun menurut kedalaman. Zonasi tersebut terutama terlihat di perairan tropik dan subtropik dimana jumlah spesies lebih besar dari pada di perairan ughari. Pada zona antara air pasang rata-rata perbani (*mean high water neap*) dan air surut rata-rata perbani (*mean low water neap*) didominasi oleh parvozosterid dan sering diikuti oleh halophid (Jaelani, 2006).

Pada zona antara air surut rata-rata perbani dan air surut rata-rata purnama (*mean low water spring*) didominasi oleh magnozosterid. Pada zona kelompok *Angiopermae* yang dapat tumbuh di tempat yang cukup dalam diwakili oleh kelompok halophilid dan enhalid (Hutomo, 1985).

2) Sebaran Geografis

Den Hartog (1970) menyatakan dari 12 lamun yang ada, tujuh genera merupakan penghuni perairan tropic dan lima genera yang lain terdapat pada perairan ughari. Tiga genera termasuk famili Hydrocharitaceae yaitu *enhalus*, *Thalassia* dan *Halophila*, dan empat genera termasuk famili Potamogetonaceae yaitu *Halodule*, *Cymodocea*, *Syringodium* dan *Thalassodendrom*. Meskipun demikian, ada beberapa spseies dengan sebaran meluas ke perairan subtropik dan ughari hangat (*warm temperate*), misalnya *Halophila ovalis* dan *Syringodium isoetifolium* (Orth dan Heck, 1980). Selain itu, ada spesies-spesies yang sebarannya terbatas di perairan subtropik, misalnya *Cymodocea nodosa*, *C. angustata* dan *Thalassaodendrom pachyrrhizum* (Menez *et al.*, 1983).

Lamun tropic terpusat pada dua wilayah yaitu Indo Pasifik Barat, karibia dan Pantai pasifik Amerika Tengah. Di Indo Pasifik barat, semua genera (tujuh genera) didapatkan, sedangkan di Karibia hanya didapatkan empat genera. Pada tingkat spesies, kemiripan kedua wilayah tropic tersebut lebih kecil (McMilan, 1994). Selanjutnya dikatakan bahwa *Halophila decipiens* mempunyai sebaran yang sempit dan *Halodule wrightii* didapatkan baik di Atlantik maupun di Samudera Hindia.

Meskipun kedua wilayah yang jauh terpisah tersebut mempunyai pasangan spesies yang berbeda, namun secara morfologi mempunyai kemiripan (Den Hartog, 1970 *dalam* jaelani, 2006).

Menurut Fonseca (1987), diantara lima genera lamun penghuni perairan ughari, dua genera yaitu *Zostera* dan *Posidonia* mempunyai sebaran bipolar. *Zostera* mempunyai sebaran yang sangat luas, sedangkan *Posidonia* hanya terbatas di Perairan Pasifik Utara, sedangkan *Heterozostera* dan *Amphibolis* terbatas pada perairan ughari di bumi sebelah Selatan (Den hartog, 1977).

Berdasarkan hasil yang dicapai peneliti terdahulu, maka telah dibuat peta sebaran jenis-jensi lamun di perairan Indonesia oleh Hutamo dan Kiswara (1984). Peta etrsebut merupakan informasi awal bagi upaya pengelolaan. Pemetaan yang lebih menyeluruh dengan memanfaatkan data penginderaan jarak jauh mulai dicoba di pesisir Pulau Yamdena (Maluku Tenggara). Analisis citra landsat TM dengan perangkat lunak Mico Brian disertai observasi langsung memberikan hasil peta sebaran padang lamun yang rinci sesuai luas penutupan, kerapatan lamun dan kedalaman. Pemetaan konvensional telah dilakukan oleh Erftermeiyer (1991) di Pulau

Barang Lompo. Dengan metode tersebut dapat dibuat peta tipe substrat, kedalaman, kerapatan, luas penutupan, dan biomas padang lamun (Jaelani, 2006).

Menurut Fortes (1988), di Indonesia sampai saat ini telah tercatat ada 12 lamun dan satu spesies lagi yaitu *Halophila beccarii* yang mungkin didapatkan. Spesies terakhir ini di dapatkan di Philipina oleh Menez *et al.* (1983) yang kemungkinan juga terdapat di perairan Indonesia. Walaupun demikian, ada spesies yang banyak terdapat di Indonesia tidak ditemukan di Philipina, seperti *Halophila decipiens*.

H. Peranan Lamun di Wilayah Pesisir

Indonesia merupakan Negara kepulauan yang terbesar di dunia dengan garis pantai sepanjang 81.000 km. dengan demikian, wilayah pesisir yang terdapat di perairan Indonesia juga sangat luas. Selain hutan mangrove dan terumbu karang, di wilayah pesisir Indonesia terdapat juga ekosistem padang lamun (Supriharyono, 2000). Lebih lanjut menyatakan bahwa wilayah pesisir adalah daerah pertemuan antara darat dan laut dengan batas ke arah darat meliputi bagian daratan, baik kering maupun terendam air yang masih mendapat pengaruh sifat-sifat laut seperti angin laut, pasang surut, perembesan air laut yang dicirikan oleh jenis vegetasi yang khas.

Wilayah pesisir juga merupakan suatu wilayah peralihan antara daratan dan lautan. apabila ditinjau dari garis pantai, maka suatu wilayah pesisir memiliki dua macam batas yaitu batas sejajar garis pantai dan batas tegak lurus terhadap garis pantai. Batas wilayah pesisir ke arah laut mencakup bagian atau batas terluar dari pada daerah paparan benua (continental shelf) dimana ciri-ciri perairan ini masih dipengaruhi oleh proses alami yang terjadi di darat, seperti sedimentasi dan aliran air tawar maupun proses yang disebabkan oleh kegiatan manusia di darat, seperti penggundulan hutan dan pencemaran (Dahuri, dkk., 2004)

Di daratan pesisir terutama di sekitar muara sungai besar, berkembang pusat-pusat pemukiman manusia yang disebabkan oleh kesuburan sekitar muara sungai besar dan tersedianya prasarana angkutan yang relatif mudah dan murah serta pengembangan industri juga banyak dilakukann di daerah pesisir. Pemukiman di sekitar pesisir menghasilkan pola-pola penggunaan lahan dan air yang khas, yang berkembang sejalan dengan tekanan dan tingkat pemanfaatan sesuai dengan keadaan lingkungan wilayah pesisir, sehingga tampak bahwa sumberdaya alam wilayah pesisir telah dimanfaatkan secara beraneka ragam. Namun perlu diperhatikan agar kegiatan yang beranekaragam dapat berlangsung secara serasi. suatu kegiatan dapat menghasilkan hasil sampingan yang dapat merugikan kegiatan lain, misalnya limbah industri yang langsung dibuang ke lingkungan

pesisir, tanpa mengalami pengolahan tertentu sebelum dapat merusak sumberdaya hayati akuatik dan dengan demikian merugikan perikanan (Lessy, 2006).

Menurut Alamsyah (1999), pencemaran lingkungan pesisir dan laut dapat diakibatkan oleh limbah buangan kegiatan atau aktivitas di daratan (land-based-pollution) maupun kegiatan atau aktivitas di lautan (sea-based pollution). Kontaminasi lingkungan laut akibat pencemaran dapat dibagi atas kontaminasi secara fisik dan kimiawi. Secara umum, kegiatan atau aktivitas di daratan (land-based pollution) yang berpotensi mencemari lingkungan pesisir dan laut antara lain : penebangan hutan (deforestation), buangan limbah industri (disposal of industrial wastes), buangan limbah pertanian (disposal of agricultural wastes), buangan limbah cair domestik (sewage disposal), buangan limbah padat (solid wastes disposal), konversi lahan mangrove dan lamun (mangrove and swamp conversion), dan reklamasi di kawasan pesisir (reclamation). Sedangkan kegiatan atau aktivitas di laut (sea-based pollution) yang berpotensi mencemari lingkungan pesisir dan laut antara lain perkapalan (shipping), dumping di laut (ocean dumping), pertambangan (mining), eksplorasi dan eksploitasi minyak (oil eksploration and eksplotation, budiaya laut (marinculture) dan perikanan (fishing).

Perairan wilayah pesisir umumnya merupakan perangkap zat-zat hara maupun bahan-bahan buangan. namun untuk kelestariannya perlu diperhatikan limbah yang berasal dari industri-industri maupun aktifitas manusia lainnya yang dibuang ke perairan tersebut, akan merusak kelestarian flora dan fauna wilayah pesisir dikemudian hari, sehingga dapat merusak keseimbangan ekosistem wilayah pesisir. Oleh karena itu, pemanfaatan ganda yang tidak direncanakan dengan cermat akan menimbulkan masalah lingkungan yang berhubungan dengan bahan buangan. Sampah organik dari kota, sisa-sisa pestisida dan pupuk pertanian, bahan buangan industri dan sebagainya, akan terbawa aliran air sungai dan pada akhirnya akan mencapai perairan pesisir (Pagoray, 2003).

Perairan Pesisir mempunyai potensi yang sangat besar. Namun dibalik itu, tindakan manusia dalam memanfaatkan sumberdaya pesisir, baik dingaja maupun tidak, sering melebihi daya dukung alam yang ada sehingga menyebabkan kerusakan ekosistem lainnya, seperti pada lamun (Trastotenojo, 1983).

Komunitas lamun tersebar luas di perairan pantai dangkal dan merupakan salah satu eosistem bahari yang paling produktif (Hutamo, 1985), seperti pada Tabel 1 berikut ini.

Tabel 1.1. Produktivitas Primer Tiga Ekosistem Utama Laut Dangkal

Tipe Ekosistem	Produktivitas Primer gram C m ⁻² tahun ⁻¹
Terumbu karang	1.460 – 3.650
Padang Lamun	1.095 – 4.380
Mangrove	2.920

Sumber : Hutamo (1985)

Faktor yang memegang peranan penting dalam suatu ekosistem akuatik pada umumnya adalah fitoplankton (Hsu dan Chou, 1989). Meskipun demikian, keberadaan vegetasi lamun dalam suatu ekosistem akuatik penting bagi lingkungan bahari (Fortes, 1989) sebagai berikut :

1) Sebagai Produser Primer

Lamun menfiksasi sejumlah karbon organik dan sebagian besar memasuki rantai makanan, baik melalui pemangsaan langsung oleh herbivora maupun proses komposisi sebagai serasah (Hutomo, 1985).

Berdasarkan hasil penelitian Azkab (1988) ditemukan bahwa kecepatan tumbuh rata-rata *T. Hemprichii* di Pulau Pari memberikan nilai 2,4 mm hari⁻¹ untuk daun muda dan 2,0 mm hari⁻¹ untuk daun tua; *E. Acoroides* mempunyai kecepatan tumbuh rata-rata 7,8 mm hari⁻¹ untuk daun muda dan 5,7 mm hari⁻¹ untuk daun tua. Hasil dari penelitian tersebut menunjukkan bahwa kecepatan tumbuh *E. Acoroides* lebih besar untuk daun muda dan 5,7 mm hari⁻¹ untuk daun tua. Hasil penelitian tersebut juga menunjukkan bahwa kecepatan tumbuh *E. Acoroides* lebih besar dari kecepatan tumbuh rata-rata *T. Hemprichii*. Sedangkan Moro (1988) melaporkan kecepatan tumbuh rata-rata *E. Acoroides*, *T. Hemprichii* dan *C. Serrulata* di Pulau panjang, Teluk Banten, berturut-turut 7,8 mm hari⁻¹; 4,5 mm hari⁻¹ dan 5,0 mm hari⁻¹.

Bronus (1985, dalam Jaelani, 2006) melaporkan produksi rata-rata dari *T. Ciliatum* di Pulau Taka Bone Rate adalah 4,11 berat abu tunas⁻¹ hari⁻¹ untuk daun. Selanjutnya, Azkab (1988) juga melaporkan bahwa produksi daun *T. Hemprichii* dan *E. Acoroides* berturut-turut adalah 1,8 g berat kering m⁻² hari⁻¹ dan 3,4 g berat basah m⁻¹ hari⁻¹. sementara Moro (1988) dalam penelitiannya memperoleh produksi daun rata-rata dari *E. Acoroides* adalah 3,8 berat ering m⁻² hari⁻¹; *T. Hemprichii* 1,2 g berat kering m⁻² hari⁻¹ dan *C. Serrulata* berat kering m⁻² hari⁻¹ di Pulau Panjang, Teluk Banten, dilaporkan juga terdapat hubungan yang positif antara pertumbuhan dan produksi lamun (Tabel 2).

Tabel 1.2. Kecepatan Tumbuh Daun (mm hari-1) Beberapa Spesies Lamun

Spesies	Lokasi	KecepatanTumbuh Daun	Sumber
<i>E. acoroides</i>	Pulau pari	7,8 (muda) 5,6 (tua)	Azkab, 1988
	Pulau Panjang	7,8 (muda)	Moro, 1988
<i>Iprihii</i>	Pulau Pari	2,4 (muda) 2,0 (tua)	Azkab, 1988
	Pulau Panjang	4,5 (muda)	Moro, 1988
<i>C. serrulata</i>	Pulau Panjang	5,0 (muda)	Moro, 1988

Sumber: Moro (1988)

Lamun sebagai "*autotroph*" mampu menyerap karbondioksida dan air (dengan bantuan cahaya matahari) dan merubahnya menjadi senyawa kompleks (karbon organik). Di lingkungan bahari, karbon organik tersebut sebagian besar memasuki rantai makanan (*food chain*), baik melalui pemangsaan langsung oleh herbivora maupun melalui proses dekomposisi sebagai serasah (detritus), dan sekaligus mampu mengorganisasi berbagai biota (Nybakken, 1988).

Fortes (1986) yang melakukan penelitian di West Indies telah mendapatkan 30 spesies ikan pemakan lamun dari 59 spesies herbivora yang diamati isi lambungnya. Selanjutnya, Nybakken (1998) menyatakan proses dekomposisi menghasilkan materi yang dapat langsung dikonsumsi oleh hewan pemakan serasah. Serasah yang mengendap akan dikonsumsi oleh fauna bentik, sedangkan partikel-partikel serasah di dalam air merupakan makanan avertebrata penyaring. Pada gilirannya nanti hewan-hewan tersebut akan menjadi mangsa dari karnivora yang terdiri dari berbagai jenis ikan dan avertebrata.

Selain itu, materi lamun yaitu daun yang putus dan tanaman yang tumbang akan dihanyutkan arus ke lingkungan sekelilingnya (Den Hartog, 1986). Selanjutnya, Theyer dan Fonseca (1984) memperkirakan bahwa 45% dari produksi padang lamun di Carolina Utara mungkin dibawa ke sistem di sekitarnya. Beberapa peneliti memperkirakan bahwa padang lamun ini juga memberikan sumbangan terhadap produktivitas terumbu karang.

Serasah yang diproduksi oleh lamun membantu meningkatkan kelimpahan fitoplankton dan zooplankton tersebut (Den Hartog (1976). Selanjutnya, Supriharyono (2000) menyatakan bahwa dengan cara ini, energi yang diserap oleh lamun dialihkan ke ekosistem terumbu karang.

Interaksi antara ketiga ekosistem utama laut dangkal (terumbu karang, padang lamun, dan mangrove) telah diteliti oleh banyak ahli ekologi. Mereka telah berhasil mengklasifikasi lima tipe interaksi utama yaitu interaksi fisik, nutrien dan zat organik terlarut (*dissolved organic*

matter), materi organik (*particulate organic matter*), ruaya hewan, dan dampak manusia (Unesco, 1983). Selanjutnya, Hutomo (1985) menyebutkan bahwa pada lingkungan yang tidak terganggu, aliran nutrien terlarut dari mangrove telah meningkatkan produktivitas primer pada lamun.

Padang lamun dan mangrove meningkatkan produktivitas sekunder terumbu karang dengan menyediakan tempat mencari makan. Fungsi pengendali sedimen kurang terlihat, tetapi peranannya menjadi sangat menonjol apabila lingkungan tersebut terganggu (Ikawati *et al.* 2001).

Pada lingkungan yang tidak terganggu, aliran nutrien terlarut dari mangrove telah meningkatkan produktivitas primer pada lamun. Dalam keadaan ini aliran dari darat ke laut menjadi faktor yang kritis. Seringkali terlihat terumbu karang menjadi rusak karena kerusakan sistem-sistem lain dan sebaliknya. Hal tersebut merupakan gambaran secara umum, tetapi mekanisme yang lebih mendalam masih terbuka untuk penelitian lebih lanjut (Arifin, 2001).

2) Sebagai habitat Biota

Lamun memberikan perlindungan dan tempat berbagai hewan dan tumbuh-tumbuhan renik. Komunitas flora dan fauna lamun mempunyai komposisi yang khas. Daunnya mendukung sejumlah besar organisme epifit dengan suatu substrat yang cocok untuk menempel (Sari, 2003, dalam Jaelani 2006).

Pollard (1984, dalam Jaelani, 2006) membagi komunitas hewan di padang lamun berdasarkan mikrohabitatnya serta pola kehidupan hewannya dalam empat kategori. Kategori pertama adalah biota yang hidup di daun, terdiri dari : a) flora epifit dan mikro serta makrofauna yang hidup di dalamnya (Protozoa, Foraminifera, nematoda, polychaeta, Rotifera, Tardigrada, dan Arthropoda; b) fauna sesil (Hidrozoa, Actinia, Bryozoa, Polychaeta, dan Ascidia); c) epifauna bergerak, merayap, dan berjalan di daun (Gastropoda, Polychaeta, Turbellaria, Nemertina, Crustacea, dan beberapa Echinodermata); d) hewan-hewan yang bergerak tetapi dapat beristirahat di daun (Mysidaceae, Hydromedusa, Cephalopoda, dan Syngnathidae: ikan-ikan tangkur).

Kategori kedua adalah biota yang menempel pada batang dan rhizoma, biota yang termasuk kategori ini adalah Polychaeta dan Amphipoda. Kategori ketiga adalah spesies yang bergerak dan hidup diperairan di bawah tajuk daun, berupa ikan, udang dan cumi-cumi. Hewan-hewan yang bergerak cepat ini dibagi dalam sub kategori berdasarkan periode mereka tinggal di

padang lamun, yaitu : a) penghuni tetap, b) penghuni musiman, c) pengunjung temporal, dan d) peruaya yang tidak menentu. Kategori keempat adalah hewan-hewan yang hidup pada dan di dalam sedimen. Semua jenis bentos, baik epifauna maupun infauna, termasuk dalam kelompok ini.

Romimohtarto dan Juwana (2001, *dalam* Jaelani 2006) menyatakan bahwa padang lamun sebagai habitat biota berfungsi sebagai daerah asuhan atau daerah perlindungan bagi kelangsungan hidupnya. Selanjutnya, Allen dan Steene, 2000) menyatakan padang lamun mempunyai berbagai peranan penting bagi kehidupan ikan, selain sebagai daerah asuhan dan perlindungan, juga sebagai makanan dan padang penggembalaan atau tempat mencari makanan.

Berdasarkan hasil penelitian Hutomo dan Azkab (1987) di Pulau Burung diperoleh beberapa famili dan subfamili ikan yaitu Dussummieriidae, Synodontidae, Atherinidae, Leignathidae, Gerreidae, Mullidae, Chaetodontidae, Eleotridae, Platycephalidae, Canthigasterinae, Monacanthinae, Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Blenniidae, Congrogadidae, Callionymidae, Siganidae, Gobiidae dan Gobioidae.

Ikan menjadikan padang lamun sebagai daerah asuhan bagi ikan-ikan muda seperti famili Pomadasyidae, Lutjanidae, Scaridae, dan beberapa jenis ikan sebagai penghuni musiman dalam ruaya melengkapi siklus hidupnya (Purwanto dan Putra, 1984 *dalam* Jaelani, 2006).

Padang lamun dijadikan sebagai tempat penggembalaan beberapa jenis ikan karnivora (Hutomo dan Azkab (1987). Selanjutnya, Hutomo dan Martosewono (1977) menyatakan kelimpahan terbesar didapatkan pada malam hari, uatamanya dari famili Pomadasyiidae, Lutjanidae, dan Holocentridae. Famili Pomadasyidae merupakan ikan-ikan karang berukuran besar yang bermigrasi ke padang lamun pada malam hari untuk mencari makan.

BAB II. LOGAM BERAT KADMIUM DI PERAIRAN

A. Karakteristik Logam Berat

Kadmium (nama latin *cadmia*) adalah suatu unsur kimia dalam tabel periodik yang memiliki lambang Cd dan nomor atom 48, berat atom 112,4, titik leleh 321°C, titik didih 767°C dan memiliki masa jenis 8,65 g/cm³ (Widowati *dkk*, 2008). Kadmium adalah logam berwarna putih perak, lunak, mengkilap, tidak larut dalam basa, mudah bereaksi, serta menghasilkan Kadmium Oksida bila dipanaskan. Kadmium (Cd) umumnya terdapat dalam kombinasi dengan klor (Cd Klorida) atau belerang (Cd Sulfit). Kadmium membentuk Cd²⁺ yang bersifat tidak stabil. Oleh karena sifat-sifatnya, Cd banyak dipakai sebagai stabilizer dalam pembuatan (polyvini & clorida). Cd didapat pada limbah berbagai jenis pertambangan logam yang tercampur Cd seperti Pb, dan Zn. Logam kadmium (Cd) biasanya selalu dalam bentuk campuran dengan logam lain terutama dalam pertambangan timah hitam dan seng (Darmono 1995). Dengan demikian, Cd dapat ditemukan di dalam perairan baik di dalam sedimen maupun di dalam penyediaan air minum.

Logam kadmium (Cd) mempunyai penyebaran yang sangat luas di alam. Berdasarkan sifat-sifat fisiknya, kadmium (Cd) merupakan logam yang lunak ductile, berwarna putih seperti putih perak. Logam ini akan kehilangan kilapnya bila berada dalam udara yang basah atau lembab serta cepat akan mengalami kerusakan bila dikenai uap amoniak (NH₃) dan sulfur hidroksida (SO₂). Berdasarkan pada sifat kimianya, logam kadmium (Cd) didalam persenyawaan yang dibentuknya umumnya mempunyai bilangan valensi ²⁺, sangat sedikit yang mempunyai bilangan valensi ¹⁺. Bila dimasukkan ke dalam larutan yang mengandung ion OH, ion-ion Cd²⁺ akan mengalami proses pengendapan. Endapan yang terbentuk dari ion-ion Cd²⁺ dalam larutan OH biasanya dalam bentuk senyawa terhidrasi yang berwarna putih (Palar, 2004).

Umumnya Kadmium terdapat dalam kombinasi dengan elemen lain seperti Oksigen (Kadmium Oksida), Chlorine (Kadmium Chloride) atau belerang (Kadmium Sulfide). Kebanyakan Kadmium (Cd) merupakan produk samping dari pengecoran seng, timah atau tembaga Kadmium yang banyak digunakan berbagai industri, terutama plating logam, pigmen, baterai dan plastik. Kadmium adalah logam toksik yang umumnya ditemukan dalam pekerjaan-pekerjaan industri, logam Kadmium digunakan secara intensif dalam proses electroplating. Kadmium juga ditemukan dalam industri cat.

Logam berat adalah unsur-unsur yang mempunyai daya hantar panas dan daya hantar listrik yang tinggi serta mempunyai densitas lebih dari 5 (Hutagalung, 1991). Logam berat biasanya bernomor atom 22-29 dan periode 3-7 dalam susunan berkala unsur-unsur kimia. Beberapa unsur logam berat tersebut antara lain Hg, Pb, Cd, Cr, Zn dan Cu. Pada umumnya semua logam berat tersebar di seluruh permukaan bumi baik di tanah, air dan udara. Logam berat ini dapat berbentuk organik, anorganik terlarut atau terikat dalam suatu partikel (Harahap, 1991).

Unsur logam berat ini dapat terakumulasi dalam tubuh organisme sebagai akibat terjadinya interaksi antara logam berat dan sel atau jaringan tubuh organisme tersebut (Syahminan, 1996). Cu dan Zn dibutuhkan sebagai metal faktor dalam proses kerja enzim. Bila kadar logam berat yang terlalu rendah di suatu perairan dapat menyebabkan kehidupan organisme mengalami defisiensi, namun bila unsur logam berat dalam jumlah yang berlebihan dapat bersifat racun.

Tingginya kandungan logam berat di suatu perairan dapat menyebabkan kontaminasi, akumulasi bahkan pencemaran terhadap lingkungan seperti biota, sedimen, air dan sebagainya (Lu, 1995). Berdasarkan kegunaannya, logam berat dapat dibedakan atas dua golongan, yaitu (Laws, 1981):

- a. Golongan yang dalam konsentrasi tertentu berfungsi sebagai mikronutrien yang bermanfaat bagi kehidupan organisme perairan, seperti Zn, Fe, Cu, Co.
- b. Golongan yang sama sekali belum diketahui manfaatnya bagi organisme perairan, seperti Hg, Cd, dan Pb.

Selanjutnya Hutagalung (1984) menyatakan bahwa senyawa logam berat banyak digunakan untuk kegiatan industri sebagai bahan baku, katalisator, biosida maupun sebagai *additive*. Limbah yang mengandung logam berat ini akan terbawa oleh sungai dan karenanya limbah industri merupakan sumber pencemar logam berat yang potensial bagi pencemaran laut.

Dalam perairan, logam-logam ditemukan dalam bentuk (Hamidah, 1980):

- a. Terlarut, yaitu ion logam bebas air dan logam yang membentuk kompleks dengan senyawa organik dan anorganik.
- b. Tidak terlarut, terdiri dari partikel yang berbentuk koloid dan senyawa kompleks metal yang terabsorpsi pada zat tersuspensi

B. Logam Berat Kadmium (Cd)

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981). Faktor konsentrasi logam berat di air menentukan akumulasi logam berat dalam tubuh organisme. Air yang mengandung 10 ppm Cd bisa mengandung logam Cd sampai 113 ppm dalam tubuh organisme. Sedangkan jenis molluska bivalvia dapat mengakumulasi sampai 352 kali lebih tinggi dari kandungan logam Cd yang terdapat dalam medianya (Sorensen, 1991).

Hasil penelitian Wright (1978) diketahui bahwa besarnya faktor konsentrasi logam Cd untuk berbagai organisme air adalah berbeda. Hewan benthos dan plankton memiliki kemampuan lebih besar dalam mengakumulasi logam Cd dibandingkan dengan ikan. Besarnya kemampuan akumulasi logam Cd (dalam satuan ppb Cd/ berat basah) pada berbagai organisme air yang hidup dalam perairan tercemar secara berurutan yaitu : plankton = 10, molluska = 10^3 sampai 10^4 , krustacea = 10^3 , rumput laut = 102 sampai 10^3 dan ikan 10^2 kali.

Mekanisme transport logam Cd diketahui melalui plasma darah kemudian disimpan dalam bentuk metallothionein pada hati. Logam berat Cd dalam bentuk ikatan secara lambat mengalami degradasi, ditransport dan disimpan kembali pada ginjal. Ginjal disamping merupakan organ pengikat logam Cd, juga sebagai pengabsorpsi dan selanjutnya diekskresikan. Logam berikatan dengan protein sehingga disebut metallothionein. Hasil penelitian Takeda dan Shimizu (1982) dalam Sanusi (1985) menyatakan terdapat 21 jenis ikan laut, yang diketahui bahwa pada hati dan ginjal ikan laut tersebut dijumpai sejenis metallothionein (metallothionein-like protein) pengikat logam berat yang lebih banyak daripada yang terdapat pada ototnya. Sedangkan menurut Darmono (1995) logam Cd terakumulasi paling besar dalam hati, kemudian dalam insang dan paling kecil dalam daging.

Menurut Sorensen (1991) terakumulasinya logam Cd pada tubuh organisme air merupakan fungsi dari kandungan logam berat yang terdapat dalam air, karena terakumulasinya logam berat pada tubuh organisme air dipengaruhi oleh lamanya waktu kontak antara organisme yang bersangkutan dengan polutan dalam air.

Beberapa jenis binatang lunak seperti molluska, ekskresi logam dilakukan dalam beberapa cara yang agak berbeda-beda. *Scallop* sejenis keong laut, mengeluarkan logam dari tubuhnya dalam bentuk granula dari ginjalnya. Sedangkan *Cardium edulis*, jenis molluska laut mengeluarkan logam dalam bentuk bola-bola kecil dari sel-sel saluran pencernaannya. Pada kerang kecil (Oyster), partikel-partikel logam (Fe) yang dikeluarkan dari pinggir mantelnya. Pada *Mythilus edulis* yang mengabsorpsi logam Pb terlihat bahwa ginjalnya mengandung 50-70% dari total logam Pb yang diserap.

Seorang peneliti menganalisis bahwa keseimbangan terjadi setelah 230 hari dengan asumsi bahwa absorpsi logam Pb terjadi melalui air dan makanan. Faktor konsentrasi logam tersebut tergantung pada ukuran organisme, dan pada *Mythilus edulis* terlihat bahwa konsentrasi logam Pb, Cu, Zn dan Fe menurun dengan naiknya berat badan, sedangkan konsentrasi logam Ni dan Cd terlihat tetap (Darmono, 1995).

Kurang dari 10 % logam Cd digunakan dalam hasil utama industri yang di daur ulang dan sisanya diasumsikan dilepas ke lingkungan. Walaupun tidak dapat dihitung, masukan logam Cd lainnya ke lingkungan adalah dari berbagai sumber yang tersebar (Clark, 1986). Sumber tersebut meliputi

- a. Asap, debu dan air buangan dari pertambangan dan penyulingan Pb dan Zn, juga dan produksi Cd
- b. Air pembilasan dari pematian dengan 100 - 500 ppm Cd
- c. Besi, baja dan industri logam berat bukan besi menghasilkan debu, asap, air buangan dan lumpur yang mengandung Cd
- d. Seng yang digunakan dalam pelapisan logam mengandung kira-kira 0,2 % Cd sebagai limbah dan diduga bahwa seluruhnya akan masuk ke lingkungan melalui proses korosi dalam waktu 4-12 tahun
- e. Penggunaan ban mobil yang mengandung 20-90 ppm Cd sebagai pencampur dalam song oksida ,
- f. Batuan fosfat dapat mengandung 100 ppm Cd dan pupuk fosfat juga, dapat merupakan salah satu sumber Cd ke lingkungan ;
- g. Batubara mengandung 0,25-5,0 ppm Cd dan pembakaran minyak rata rata mengandung 0,3 ppm Cd
- h. Lumpur pernbuangan kotoran mengandung lebih dari 30 ppm Cd.

Logam Cd akan mengendap karena senyawa sulfitnya sukar larut, sedangkan di dalam perairan logam Cd terdapat dalam bentuk CdCl^+ , CdCl_2 (Bryan *dalam* Sanusi, 1985). Total masukan logam Cd di lautan dunia diduga mendekati 8.000 ton-tahun, kira-kira setengahnya dihasilkan dari kegiatan manusia dan sisanya dari alam. Masukan dari sungai dan atmosfer sama pentingnya. Kira-kira 2.900 ton-tahun logam Cd disimpan dalam endapan dasar laut, tetapi sulit dihitung untuk sisa yang ada. Logam Cd di dalam laut diketahui tidak seimbang dengan keperluan dan kandungan logam Cd di laut mungkin meningkat secara perlahan (Clark, 1986).

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981). Faktor konsentrasi logam berat di air menentukan akumulasi logam berat dalam tubuh organisme. Air yang mengandung 10 ppm Cd bisa mengandung logam Cd sampai 113 ppm dalam tubuh organisme. Sedangkan jenis molluska bivalvia dapat mengakumulasi sampai 352 kali lebih tinggi dari kandungan logam Cd yang terdapat dalam medianya (Sorensen, 1991).

Hasil penelitian Wright (1978) diketahui bahwa besarnya faktor konsentrasi logam Cd untuk berbagai organisme air adalah berbeda. Hewan bentos dan plankton memiliki kemampuan lebih besar dalam mengakumulasi logam Cd dibandingkan dengan ikan. Besarnya kemampuan akumulasi logam Cd (dalam satuan ppb Cd/ berat basah) pada berbagai organisme air yang hidup dalam perairan tercemar secara berurutan yaitu : plankton = 10, molluska = 10^3 sampai 10^4 , krustacea = 10^3 , rumput laut = 10^2 sampai 10^3 dan ikan 10^2 kali.

Mekanisme transport logam Cd diketahui melalui plasma darah kemudian disimpan dalam bentuk metallothionein pada hati. Logam berat Cd dalam bentuk ikatan secara lambat mengalami degradasi, ditransport dan disimpan kembali pada ginjal. Ginjal disamping merupakan organ pengikat logam Cd, juga sebagai pengabsorpsi dan selanjutnya diekskresikan. Logam berikatan dengan protein sehingga disebut metallothionein. Hasil penelitian Takeda dan Shimizu (1982) *dalam* Sanusi (1985) menyatakan terdapat 21 jenis ikan laut, yang diketahui bahwa pada hati dan ginjal ikan laut tersebut dijumpai sejenis metallothionein (metallothionein-like protein) pengikat logam berat yang lebih banyak daripada yang terdapat pada ototnya. Sedangkan menurut Darmono (1995) logam Cd

terakumulasi paling besar dalam hati, kemudian dalam insang dan paling kecil dalam daging.

Menurut Sorensen (1991) terakumulasinya logam Cd pada tubuh organisme air merupakan fungsi dari kandungan logam berat yang terdapat dalam air, karena terakumulasinya logam berat pada tubuh organisme air dipengaruhi oleh lamanya waktu kontak antara organisme yang bersangkutan dengan polutan dalam air.

Logam Cd akan mengendap karena senyawa sulfidnya sukar larut, sedangkan di dalam perairan logam Cd terdapat dalam bentuk $CdCl^+$, $CdCl_2$ (Bryan *dalam* Sanusi, 1985). Total masukan logam Cd di lautan dunia diduga mendekati 8.000 ton-tahun, kira-kira setengahnya dihasilkan dari kegiatan manusia dan sisanya dari alam. Masukan dari sungai dan atmosfer sama pentingnya. Kira-kira 2.900 ton-tahun logam Cd disimpan dalam endapan dasar laut, tetapi sulit dihitung untuk sisa yang ada. Logam Cd di dalam laut diketahui tidak seimbang dengan keperluan dan kandungan logam Cd di laut mungkin meningkat secara perlahan (Clark, 1986).

C. Pengeluaran Kadmium ke Limbah dan Tanah

Penilaian hanya komprehensif dari rilis kadmium global untuk tanah dan tempat pembuangan sampah tanggal kembali ke 1983 (lihat tabel 4.2). Seperti yang dinyatakan kontribusi langsung total lingkungan tanah yang datang ke 2,500-15,500 ton per tahun dengan deposisi atmosfer sebagai sumber mendominasi, sedangkan sebuah 7,500-29,500 ekstra ton per tahun diasumsikan diarahkan ke tempat pembuangan sampah dan deposito berbagai bentuk produk dibuang dan produksi limbah. Sebuah perkiraan yang lebih baru menangani sumber kadmium hingga pembuangan limbah di Eropa disajikan dalam tabel 4.3.

Mengingat kadmium dalam inklusif limbah residu pengolahan limbah proses pertanyaan mendasar adalah kapan dan sejauh mana kadmium ini akan dimobilisasi dan selanjutnya dilepaskan ke lingkungan. Meskipun mobilitas kadmium di dalam tempat pembuangan sampah rendah, dan lengkap mencuci-out dari kadmium mungkin memerlukan ratusan hingga ribuan tahun dan dalam beberapa kasus bahkan lebih, tidak ada bukti bahwa ada tempat pembuangan sampah dapat dianggap sebagai penahanan permanen kadmium.

Kadmium saldo untuk lahan pertanian di Denmark, Belanda dan Swedia menunjukkan akumulasi kadmium dalam tanah atas. Tingkat akumulasi tahunan telah dihitung sebagai 0,3% untuk Denmark dan 0,6-0,7% untuk Belanda. Dalam semua kasus, sumber dominan adalah deposisi atmosfer dan pupuk fosfat komersial (OECD 1994).

Gambar yang kadmium terakumulasi di tanah pertanian atas didukung oleh penilaian risiko yang berkaitan dengan kadmium dalam pupuk fosfat yang dilakukan oleh beberapa negara Eropa. Di Austria, Denmark, Yunani, Irlandia, dan Inggris kandungan kadmium hadir dalam pupuk menyebabkan kandungan kadmium dalam tanah atas meningkat. Peningkatan di negara-negara lebih dari 100 tahun diperkirakan untuk 4-43%. Untuk Finlandia dan Swedia menggunakan pupuk dengan kandungan kadmium sangat rendah (<7 mg Cd/kg P_2O_5) gambar berbeda, sebagai perubahan lebih dari 100 tahun diperkirakan menjadi minus 75% ke plus 11%. Data dari Belgia juga berbeda, seperti Belgia menggunakan pupuk dengan kandungan kadmium menengah (~ 33 mg Cd / kg P_2O_5) memperkirakan perubahan lebih dari 60 tahun dikurangi 75% sampai 120% (Hutton & de Meeus 2001).

Total Rilis langsung deposisi air di atmosfer inklusif pada tahun 1983 diperkirakan 2,100-17,000 ton (Nriagu & Pacyna 1988). Dari jumlah tersebut deposisi atmosfer menyumbang 900-3,600 ton. Sumber utama lainnya adalah air limbah domestik, non-ferrous peleburan logam dan pemurnian, dan manufaktur bahan kimia dan logam.

Kadmium tingkat hingga 5 mg/kg telah dilaporkan dalam sedimen dari sungai dan danau, dan 0,03-1 mg / kg dalam sedimen laut. Isi kadmium rata-rata air laut adalah sekitar 5-20 ppm di laut terbuka, sedangkan konsentrasi 80-250 ppm telah dilaporkan di wilayah pesisir Perancis dan Norwegia. Konsentrasi diukur dalam sungai Eropa kira-kira bervariasi dari 10 hingga 100 ppm (OSPAR 2002).

D. Proses Masuknya Cadmium

Cadmium yang masuk kedalam lingkungan, tumbuhan dan manusia memiliki batasan toleransi dan memiliki jalur pendedahan yang berbeda-beda. Pencemar logam berat tidak dapat didegradasi secara kimia maupun secara biologi. Oleh karena itu, polutan logam berat di dalam tanah, air maupun udara harus dikurangi atau dihilangkan untuk menghindari terjadinya dampak negatif terhadap proses kehidupan.

1. Masuknya Cadmium Kedalam Lingkungan

Cadmium merupakan zat kimia yang tidak dapat didegradasi di alam. Cd bebas berada di lingkungan dan akan tetap berada didalam sirkulasi atau udara. Cd yang berikatan dengan senyawa logam berat lainnya biasanya akan mempengaruhi pembentukannya di air. Sumber utama Cd yang berasal dari alam adalah dari lapisan bumi atau kerak bumi seperti gunung berapi dan pelarutan batuan. Cadmium yang ada di udara bisa dibawa dengan proses yang berbeda-beda

dan masuk kedalam lingkungan. Sumber utama cadmium dari alam masuk kedalam udara di lingkungan yaitu dari pegunungan, evaporasi, partikel tanah yang terbawa ke udara, dan kebakaran hutan. Sumber lainnya bisa berasal dari manusia seperti asap kendaraan dan rokok.

Cadmium yang ada di air berasal dari berbagai proses yaitu cadmium masuk kedalam perairan karena adanya proses erosi tanah, pelapukan batuan induk. Cadmium lebih banyak masuk kedalam air karena kegiatan manusia seperti perindustrian dimana limbah hasil dari pabrik tersebut dibuang langsung kedalam perairan yang akan terakumulasi di dasar perairan yang membentuk sedimen. Cd juga dapat masuk kedalam organisme yang hidup di air dimana Cd dapat masuk melalui oral, inhalasi atau dermal. Cd yang masuk kedalam tubuh suatu organisme contohnya seperti ikan, logam Cd akan terakumulasi pada ginjal dan hati karena kedua organ tersebut sangat spesifik untuk melawan racun yang masuk kedalam dalam tubuh.

Cadmium yang ada di dalam tanah dapat berasal dari alam dan antropogenik. Cadmium dapat masuk kedalam tanah karena adanya proses pelarutan batuan induk seperti batuan glasial dan alluvial. Manusia juga berkontribusi dalam proses masuknya cadmium kedalam lingkungan seperti penggunaan pupuk kimia, kotoran yang mengendap karena aktivitas manusia. Cadmium yang ada didalam tanah akan lebih lama terbawa atau terdistribusi dibandingkan cadmium yang ada pada udara dan air. Cadmium yang terakumulasi di dalam tanah akan mengganggu organisme yang hidup di dalamnya seperti mikroorganisme, makroorganisme dan mollusca. Tanah yang mengandung cadmium akan terserap kandungan logamnya oleh organisme yang hidup pada lingkungan tanah tersenut seperti tanaman dan hewan.

2. Masuknya Cadmium Kedalam Tanaman

Logam Cd kemungkinan dapat dibawa keseluruhan bagian tanaman biasanya akumulasi dapat ditemukan apada bagian akar karena akar merupakan gerbang awal masuknya zat-zat kimia. Zat- zat yang akan masuk kedalam tubuh tumbuhan akan terseleksi begitu juga dengan logam Cd. Apabila Cd yang diperlukan hanya sedikit maka akan lebih banyak Cd yang terakumulasi dibagian akar tumbuhan. Beberapa tanaman mempunyai kemampuan yang sangat tinggi untuk menghilangkan berbagai pencemaran yang ada (*multiple uptake hyperaccumulator plant*), dan memiliki kemampuan menghilangkan pencemaran yang bersifat tunggal (*specific uptake hyperaccumulator*). Tanaman hiperakumulator adalah spesis tanaman yang mampu mentranslokasikan pencemar atau logam pencemar ke bagian pucuk tanaman lebih banyak daripada ke bagian akar tanpa mengalami gejala toksisitas. Tanaman ini dapat mengakumulasi

lebih dari 10 ppm Hg, 100 ppm Cd, 1000 ppm Co, Cr, Cu, dan Pb, 10.000 ppm Ni dan Zn (Aiyen, 2004; Baker, *dkk*, 2000)

Fenomena logam berat yang terkonsentrasi dalam jaringan ditemukan terkait dengan peran protein pengikat logam. Fungsi dari protein tersebut adalah mengikat logam, protein yang dapat mengikat logam tersebut adalah metalotionin (cys-x-cys, x adalah asam amino selain sistein, biasa disingkat dengan MT). Metalotionin merupakan kelompok protein spesifik non enzim yang memainkan peran sentral dalam metabolisme logam. Metalotionin digambarkan sebagai protein sitoplasma yang mempunyai massa molekul rendah (sekitar 10.000 dalton), dengan struktur yang tidak beraturan.

Protein ini terdiri atas sistein dan kadang-kadang mengandung sedikit histidin atau asam amino aromatik lainnya. Hampir setiap metalotionin mempunyai residu 24 sistein dan dalam setiap 3 residu sistein mengikat 1 ion logam sehingga 1 metalotionin mengikat 8 ion logam. Konsekuensi dengan adanya sistein berarti pula metalotionin mempunyai sejumlah besar gugus tio (sulfidril, -SH). Gugus ini merupakan pengikat logam berat. Jika kecepatan masuknya logam melebihi kecepatan sintesis metalotionin, maka akan terjadi pelimpahan logam dari metalotionin ke dalam penampung enzim. Efek toksik selanjutnya bergantung pada pengalokasian logam-logam esensial dari metaloenzim yaitu enzim yang membutuhkan ion logam spesifik sebagai kofaktor untuk mengkatalisis. Reaksi sederhana antara logam berat dengan gugus sulfidril (-SH) adalah sebagai berikut.



Penarikan/penyerapan polutan oleh akar tumbuhan berbeda untuk polutan organik dan anorganik. Polutan organik pada umumnya adalah buatan manusia dan xenobiotik pada tumbuhan. Akibatnya tidak ada pembawa untuk senyawa-senyawa organik ke dalam membran tumbuhan. Polutan organik cenderung berpindah masuk ke jaringan tumbuhan melalui difusi sederhana dan juga bergantung pada sifat-sifat bahan kimia tersebut (Briggs, et al.1982).

Sebaliknya polutan anorganik diserap dengan proses biologi lewat membran protein pembawa. Membran protein pembawa ini terjadi secara alamiah sebab polutan-polutan anorganik biasanya bergabung dengan nutrien-nutrien itu sendiri (nitrat, fosfat, Cu, Mn, Zn). Polutan anorganik pada umumnya berada dalam bentuk ion sehingga tidak dapat melewati membran tanpa bantuan membran protein pembawa. Pencemar anorganik yang terakumulasi dalam jaringan tumbuhan sering menyebabkan keracunan dan sekaligus merusak struktur

dinding sel tumbuhan. Kadmium juga mengurangi penyerapan nitrat dan pengangkutannya dari akar ke pucuk, juga menghambat aktivitas enzim nitrat reduktase di dalam pucuk-pucuk tanaman (Pilon-Smits, 2005).

3. Masuknya Cd Kedalam Tubuh Manusia

Kadmium adalah logam yang sangat toksik dan dapat terakumulasi cukup besar pada organisme hidup karena mudah diadsorpsi dan mengganggu sistem pernapasan serta pencernaan. Jika teradsorpsi ke dalam sistem pencernaan dan sistem paru-paru, kadmium akan membentuk kompleks dengan protein sehingga mudah diangkut dan menyebar ke hati dan ginjal bahkan sejumlah kecil dapat sampai ke pankreas, usus, dan tulang. Selain itu, kadmium juga akan mengganggu aktivitas enzim dan sel. Hal ini akan menimbulkan tetratogenik, mutagenik, dan karsinogenik (Szymczyk dan Zalewski, 2003).

Cadmium masuk kedalam tubuh bisa melalui berbagai cara yaitu dari pernafasan (dari asap rokok dan kendaraan), bisa melalui oral (makanan), dan bisa melalui suntikan kedaerah kulit. Menurut WHO jumlah Cd yang dapat diterima oleh tubuh manusia adalah sebanyak 400-500 mikrogram setiap kilogram berat badan setiap hari. Batasan toleransi Cd dalam ginjal pada manusia adalah 200 ppm, bila batas tersebut terlewati akan timbul efek-efek tertentu. Keracunan Cd pada hewan akan membuat Cd tertimbun didalam hati dan korteks ginjal. Apabila terjadi keracunan akut akan ditemukan penimbunan logan Cd di dalam hati. Keracunan kronis Cd akan ditimbun di dalam bermacam-macam organ tubuh terutama di dalam ginjal, hati, dan paru-paru, tetapi juga ditimbun di dalam pankreas, jantung, limpa, alat kelamin dan jaringan adiposa. Cadmium yang masuk ke dalam tubuh biasanya akan tertimbun di dalam organ target yang paling banyak menyerap Cd yaitu hati dan ginjal.

Pemasukan Cd ke dalam tubuh dapat terjadi melalui traktus digestivus, traktus respiratorius atau melalui suntikan kedalam tubuh. Cadmium yang ada di dalam makanan dan air minum akan diserap di dalam saluran pencernaan. Penyerapan Cd di dalam paru-paru jauh lebih besar dibandingkan dengan di dalam saluran pencernaan. Menurut (Voogt *et al.*, 1980) penyerapan Cd di dalam paru-paru berkisar 13-19 % dari jumlah Cd yang terserap dengan rata-rata 16%.

Menurut (Voogt *et al.*, 1980) cadmium yang dihirup melalui saluran pernafasan biasanya berbentuk aerosol. Kecepatan penyerapan di dalam paru-paru dipengaruhi oleh diameter partikel Cd yang masuk. Cadmium yang diserap tubuh akan dibawa oleh darah khususnya di dalam

eritrosit. Cadmium yang ada dalam plasma dan eritrosit akan berikatan dengan protein yang akan mempunyai berat molekul tinggi, contohnya hemoglobin (Hb). Cadmium yang masuk biasanya diusahakan tubuh untuk dikeluarkan kembali.

E. Efek Cadmium Terhadap Kesehatan

Kadmium (Cd) dalam tubuh terakumulasi dalam hati dan terutama terikat sebagai metalotionein mengandung unsur sistein, dimana Kadmium (Cd) terikat dalam gugus sufhidril (-SH) dalam enzim seperti karboksil sisteinil, histidil, hidroksil, dan fosfatil dari protein purin. Kemungkinan besar pengaruh toksisitas kadmium (Cd) disebabkan oleh interaksi antara kadmium (Cd) dan protein tersebut, sehingga menimbulkan hambatan terhadap aktivitas kerja enzim dalam tubuh (Darmono, 2001).

1. Efek Cadmium terhadap tulang

Efek keracunan kadmium (Cd) juga dapat mengakibatkan kerapuhan pada tulang. Gejala rasa sakit pada tulang sehingga menyulitkan untuk berjalan. Terjadi pada pekerja yang bekerja pada industri yang menggunakan kadmium (Cd). Penyakit tersebut dinamakan “itai-itai”. (Palar, 2004)

2. Efek Cadmium terhadap paru-paru (Palar, 2004)

- a. Emphysema , yaitu penyakit yang gejala utamanya adalah penyempitan (obstruksi) saluran napas, karena kantung udara di paru menggelembung secara berlebihan dan mengalami kerusakan yang luas.
- b. Edema, yaitu pembengkakan yang diakibatkan kelebihan cairan di dalam tubuh.

3. Efek Kadmium (Cd) Terhadap Sistem Reproduksi

Daya racun yang dimiliki oleh kadmium (Cd) juga mempengaruhi sistem reproduksi dan organ-organya. Pada konsentrasi tertentu kadmium (Cd) dapat mematikan sel-sel sperma pada laki-laki. Hal inilah yang menjadi dasar bahwa akibat terpapar oleh uap logam kadmium (Cd) dapat mengakibatkan impotensi. (Palar, 2004)

4. Efek Kadmium (Cd) Terhadap Ginjal

Logam kadmium (Cd) dapat menimbulkan gangguan dan bahkan mampu menimbulkan kerusakan pada sistem yang bekerja di ginjal. Kerusakan yang terjadi pada sistem ginjal dapat terjadi pada tubulus ginjal. Petunjuk kerusakan yang dapat terjadi pada ginjal akibat logam kadmium (Cd) yaitu terjadinya asam amniouria dan glikosuria, dan ketidaknormalan kandungan asam urat kalsium dan fosfor dalam urin (Palar, 2004).

5. Efek Kadmium terhadap Pankreas

Keracunan Cd dapat menyebabkan penurunan fungsi pancreas. Efek pemberian Cd pada hewan mempengaruhi metabolisme karbohidrat, menyebabkan terjadinya hiperglikemia, pengurangan toleransi terhadap glukosa dan menghambat aktivitas sekresi insulin (Palar, 2004).

6. Efek terhadap Jantung

Hipertrofi ventrikular adalah membesarnya ukuran ventrikel jantung. Perubahan ini sangat baik untuk kesehatan jika merupakan respon atas latihan aerobik, akan tetapi hipertrofi ventrikular juga dapat muncul akibat penyakit seperti tekanan darah tinggi. (Palar, 2004)

F. Sumber dan Emisi

1. Sumber alami

Sumber alami utama untuk mobilisasi kadmium dari kerak bumi adalah gunung berapi dan pelapukan batuan. Emisi atmosfer dari gunung berapi pada tahun 1983 diperkirakan mencapai 140-1,500 ton (Nriagu 1989). Pelapukan batuan melepaskan kadmium ke tanah dan sistem perairan. Proses ini memainkan peran penting dalam siklus kadmium global, tetapi hanya jarang hasil dalam konsentrasi tinggi dalam kompartemen lingkungan.

Dalam biosfer kadmium yang translokasi oleh proses yang berbeda. Sumber utama emisi ke udara dari sumber alami adalah gunung berapi, partikel tanah udara, laut, bahan biogenik dan kebakaran hutan. Total emisi ke udara dari sumber alami diperkirakan sekitar 150-2,600 ton, angka-angka ini dapat dibandingkan dengan total emisi global yang diperkirakan udara antropogenik pada tahun 1995 sekitar 3.000 ton.

2. Sumber Antropogenik

Sebanyak 19.700 ton kadmium pada tahun 2000 diambil dari kerak bumi oleh manusia dan dibawa ke dalam sirkulasi di teknosfer. Selain ini sejumlah besar kadmium berakhir di residu ekstraksi logam atau dimobilisasi sebagai pengotor dengan ekstraksi mineral lain seperti batubara dan kapur. Penilaian yang paling komprehensif dari emisi antropogenik kadmium global kembali ke tahun 1983. Dari 1983 hingga pertengahan 1990-an emisi total kadmium ke udara menurun dari sekitar 7.600 ton menjadi 3.000 ton (Nriagu & Pacyna 1988) lihat tabel 4.1. Menurut penilaian, sejauh ini sumber utama emisi kadmium ke udara adalah produksi logam bukan besi. Pekiraan harus diperlakukan dengan hati-hati karena beberapa sumber mungkin secara signifikan diremehkan karena metodologi persediaan. Dalam pembakaran limbah tertentu mungkin dianggap remeh (AMAP, 2002). Di negara-negara dengan pembakaran sampah yang

luas pola mungkin berbeda secara signifikan. Di Denmark, rekening insinerasi limbah untuk 50% dari emisi udara total dan pembakaran rekening produk minyak untuk 35% dari total (Drivsholm *et al.* 2000). Namun, gambaran negara-negara lain mungkin sangat berbeda. Di AS, pembakaran batubara dan minyak dianggap bertanggung jawab untuk sekitar 76% dari emisi total kadmium ke udara, sedangkan jumlah pembakaran sampah untuk sekitar 7% dari total emisi (OECD, 1994).

Penurunan yang signifikan dalam emisi udara terutama disebabkan oleh peningkatan gas buang pembersihan, yang sebagian berubah masalah pelepasan langsung ke lingkungan ke masalah bagaimana mengontrol kadmium yang ditimbun di landfill dan deposito lainnya dalam waktu yang lama perspektif.

3. Sumber Alam Vs Sumber Antropogenik – Transportasi Jarak Jauh

Pengalaman dari Kutub Utara menunjukkan bahwa transportasi jarak panjang kadmium melalui udara berkontribusi pengendapan kadmium, kadmium karena dapat terkondensasi pada partikel yang sangat halus dapat dibawa oleh angin untuk jarak jauh. Berdasarkan perhitungan model diperkirakan 5-10% dari emisi di daerah Euroasiatic selama musim dingin disimpan di Arktik Northen (AMAP 1997).

Makna global emisi anthropogenic dibandingkan alami dapat dilihat dalam catatan inti es dari *Greenland Ice Sheet*. Kadmium deposisi pada 1960-an dan 1970-an adalah delapan kali lebih tinggi daripada di masa pra-industri (AMAP 2002).

4. Pengeluaran Kadmium ke Limbah dan Tanah

Penilaian hanya komprehensif dari rilis kadmium global untuk tanah dan tempat pembuangan sampah tanggal kembali ke 1983. Seperti yang dinyatakan kontribusi langsung total lingkungan tanah yang datang ke 2,500-15,500 ton per tahun dengan deposisi atmosfer sebagai sumber mendominasi, sedangkan sebuah 7,500-29,500 ekstra ton per tahun diasumsikan diarahkan ke tempat pembuangan sampah dan deposito berbagai bentuk produk dibuang dan produksi limbah.

Mengingat kadmium dalam inklusif limbah residu pengolahan limbah proses pertanyaan mendasar adalah kapan dan sejauh mana kadmium ini akan dimobilisasi dan selanjutnya dilepaskan ke lingkungan. Meskipun mobilitas kadmium di dalam tempat pembuangan sampah rendah, dan lengkap mencuci-out dari kadmium mungkin memerlukan ratusan hingga ribuan

tahun dan dalam beberapa kasus bahkan lebih, tidak ada bukti bahwa ada tempat pembuangan sampah dapat dianggap sebagai penahanan permanen kadmium.

Kadmium saldo untuk lahan pertanian di Denmark, Belanda dan Swedia menunjukkan akumulasi kadmium dalam tanah atas. Tingkat akumulasi tahunan telah dihitung sebagai 0,3% untuk Denmark dan 0,6-0,7% untuk Belanda. Dalam semua kasus, sumber dominan adalah deposisi atmosfer dan pupuk fosfat komersial. (OECD 1994). Di Austria, Denmark, Yunani, Irlandia, dan Inggris kandungan kadmium hadir dalam pupuk menyebabkan kandungan kadmium dalam tanah atas meningkat. Peningkatan di negara-negara lebih dari 100 tahun diperkirakan untuk 4-43%. Untuk Finlandia dan Swedia menggunakan pupuk dengan kandungan kadmium sangat rendah ($<7 \text{ mg Cd/kg P}_2\text{O}_5$) gambar berbeda, sebagai perubahan lebih dari 100 tahun diperkirakan menjadi minus 75% ke plus 11%. Data dari Belgia juga berbeda, seperti Belgia menggunakan pupuk dengan kandungan kadmium menengah ($\sim 33 \text{ mg Cd / kg P}_2\text{O}_5$) memperkirakan perubahan lebih dari 60 tahun dikurangi 75% sampai 120%. (Hutton & de Meeus 2001). Total Rilis langsung deposisi air di atmosfer inklusif pada tahun 1983 diperkirakan 2,100-17,000 ton (Nriagu & Pacyna 1988). Dari jumlah tersebut deposisi atmosfer menyumbang 900-3,600 ton. Sumber utama lainnya adalah air limbah domestik, non-ferrous peleburan logam dan pemurnian, dan manufaktur bahan kimia dan logam.

Kadmium tingkat hingga 5 mg/kg telah dilaporkan dalam sedimen dari sungai dan danau, dan 0,03-1 mg/kg dalam sedimen laut. Isi kadmium rata-rata air laut adalah sekitar 5-20 ng/l di laut terbuka, sedangkan konsentrasi 80-250 ng/l telah dilaporkan di wilayah pesisir Perancis dan Norwegia. Konsentrasi diukur dalam sungai Eropa kira-kira bervariasi dari 10 hingga 100 ng/l (Ospar, 2002).

G. Dampak Lingkungan

Kadmium dan kadmium senyawa, dibandingkan dengan logam berat lainnya, yang relatif air larut. Mereka karena itu juga lebih mobile dalam misalnya tanah, umumnya lebih bioavailable dan cenderung bioaccumulate.

Kadmium mudah diakumulasi oleh banyak organisme, terutama oleh mikroorganisme dan moluska di mana faktor biokonsentrasi berada di urutan ribuan. Invertebrata tanah juga berkonsentrasi kadmium nyata. Kebanyakan organisme menunjukkan rendah sampai sedang faktor konsentrasi kurang dari 100. Pada hewan, kadmium berkonsentrasi pada organ internal daripada dalam otot atau lemak. Hal ini biasanya lebih tinggi daripada di dalam ginjal hati, dan

lebih tinggi di hati daripada di otot. Kadmium tingkat biasanya meningkat dengan bertambahnya usia. Kadmium tidak penting bagi kehidupan tumbuhan atau hewan. Informasi berikut sebagian besar telah diambil dari monografi IPCS (WHO 1992a, 1992b WHO) kecuali dinyatakan lain.

Kadmium dan kadmium senyawa, dibandingkan dengan logam berat lainnya, yang relatif air larut. Mereka karena itu juga lebih mobile dalam misalnya tanah, umumnya lebih bioavailable dan cenderung bioaccumulate.

Kadmium mudah diakumulasi oleh banyak organisme, terutama oleh mikroorganisme dan moluska di mana faktor biokonsentrasi berada di urutan ribuan. Invertebrata tanah juga berkonsentrasi kadmium nyata. Kebanyakan organisme menunjukkan rendah sampai sedang faktor konsentrasi kurang dari 100. Pada hewan, kadmium berkonsentrasi pada organ internal daripada dalam otot atau lemak. Hal ini biasanya lebih tinggi daripada di dalam ginjal hati, dan lebih tinggi di hati daripada di otot. Kadmium tingkat biasanya meningkat dengan bertambahnya usia. Kadmium tidak penting bagi kehidupan tumbuhan atau hewan. Informasi berikut sebagian besar telah diambil dari monografi IPCS (WHO 1992^a, 1992^b WHO) kecuali dinyatakan lain.

1. Burung dan mamalia

Pemaparan kadmium kronis menghasilkan berbagai efek akut dan kronis pada mamalia serupa dengan yang terlihat pada manusia. Kerusakan ginjal dan emfisema paru-paru adalah efek utama kadmium tinggi dalam tubuh. Vertebrata laut tertentu mengandung konsentrasi kadmium nyata meningkat pada ginjal, yang, meskipun dianggap berasal dari alam, telah dikaitkan dengan tanda-tanda kerusakan ginjal dalam organisme yang bersangkutan.

Burung laut secara umum dikenal untuk mengakumulasi tingkat tinggi kadmium. Kerusakan ginjal telah dilaporkan dalam koloni liar burung laut pelagis memiliki tingkat kadmium dari 60-480 ug / g pada ginjal (WHO 1992b). Burung laut dan mamalia laut di Greenland memiliki tingkat kadmium, namun para peneliti tidak menemukan bukti efek dalam studi yang dipilih spesimen segel bercincin dengan tingkat kadmium yang sangat tinggi di dalam ginjalnya. (AMAP 2002).

Mamalia dapat mentolerir tingkat rendah paparan kadmium dengan mengikat logam dengan protein khusus yang menjadikan itu tidak berbahaya. Dalam bentuk ini, kadmium yang terakumulasi dalam ginjal dan hati. Tingginya tingkat eksposur, bagaimanapun, menyebabkan kerusakan ginjal, kalsium terganggu dan vitamin D metabolisme, dan keropos tulang. Tubuh membutuhkan waktu puluhan tahun untuk menghilangkan kadmium dari jaringan dan organ.

2. Mikroorganisme

Kadmium adalah racun bagi berbagai mikroorganisme seperti yang ditunjukkan oleh percobaan laboratorium. Namun, kehadiran sedimen, konsentrasi tinggi garam terlarut atau bahan organik dalam pembuluh menguji semua mengurangi dampak beracun. Efek utama adalah pada pertumbuhan dan replikasi. Mikroorganisme tanah yang paling terkena dampak adalah jamur, beberapa spesies yang tersingkir setelah terpapar kadmium dalam tanah. Ada seleksi untuk strain yang resisten terhadap mikroorganisme setelah paparan rendah untuk logam dalam tanah.

3. Organisme Perairan lain

Dalam sistem perairan, kadmium yang paling mudah diserap oleh organisme langsung dari air dalam bentuk bebas Cd ionik (II) (AMAP 1998). Toksisitas akut kadmium untuk organisme air adalah variabel, bahkan antara spesies terkait erat, dan berhubungan dengan konsentrasi ion bebas dari logam. Kadmium berinteraksi dengan metabolisme kalsium dari hewan. Dalam ikan itu menyebabkan kekurangan kalsium (hipokalsemia), mungkin oleh penyerapan kalsium menghambat dari air. Namun, konsentrasi kalsium yang tinggi dalam air melindungi ikan dari serapan kadmium dengan bersaing di lokasi serapan. Efek jangka panjang paparan dapat mencakup kematian larva dan pengurangan sementara pertumbuhan (AMAP 1998). Seng meningkatkan toksisitas kadmium pada invertebrata air. Efek subletal telah dilaporkan pada pertumbuhan dan reproduksi invertebrata air, ada efek struktural pada insang invertebrata. Ada bukti dari pemilihan strain resisten dari invertebrata air setelah terpapar kadmium di lapangan. Toksisitas adalah variabel pada ikan, salmonids menjadi sangat rentan terhadap kadmium. Efek subletal pada ikan, terutama kelainan tulang belakang, telah dilaporkan. Yang paling rentan hidup-tahapan itu adalah embrio dan larva awal, sedangkan telur paling rentan.

Dalam studi trout danau terkena berbagai tingkat kadmium, peneliti menemukan bahwa perilaku mencari makan kadmium terpengaruh, sehingga keberhasilan yang lebih rendah pada menangkap mangsanya. Penurunan fungsi tiroid sebagai akibat dari paparan cadmium juga telah didokumentasikan. Kedua tanggapan menunjukkan ambang respon yang rendah untuk kadmium menyebabkan perubahan perilaku (AMAP 2002).

4. Organisme Terrestrial Lain

Kadmium mempengaruhi pertumbuhan tanaman dalam studi eksperimental, meskipun tidak ada efek lapangan telah dilaporkan. Pembukaan stomata, transpirasi, dan fotosintesis telah dilaporkan akan terpengaruh oleh kadmium dalam solusi nutrisi, tetapi logam diangkat ke tanaman lebih mudah dari solusi nutrisi dibandingkan dari tanah. Tanaman terestrial dapat terakumulasi kadmium dalam akar dan kadmium ditemukan terikat pada dinding sel (AMAP 1998).

Invertebrata Terrestrial relatif tidak sensitif terhadap efek racun dari kadmium, mungkin karena mekanisme penyerapan efektif dalam organ tertentu. Siput darat dipengaruhi oleh sublethally kadmium, efek utama adalah pada konsumsi makanan dan dormansi, tetapi hanya pada tingkat dosis yang sangat tinggi. Kadmium bahkan pada dosis tinggi tidak mempengaruhi burung mematikan, meskipun terjadi kerusakan ginjal. Kadmium telah dilaporkan dalam studi lapangan untuk bertanggung jawab atas perubahan komposisi spesies dalam populasi mikroorganisme dan beberapa invertebrata air. Dekomposisi serasah daun sangat berkurang oleh polusi logam berat, dan kadmium telah diidentifikasi sebagai agen penyebab paling ampuh untuk efek ini.

BAB III. LOGAM TIMBAL DI PERAIRAN

A. Timbal (Pb)

Logam menurut pengertian orang awam adalah barang yang padat dan berat yang biasanya selalu digunakan oleh orang untuk alat atau untuk perhiasan, yaitu besi, baja, emas dan perak (Darmono, 1995). Namun menurut Palar (1994) istilah logam biasanya diberikan kepada semua unsur kimia dengan ketentuan atau kaidah-kaidah tertentu, antara lain logam mempunyai sifat-sifat seperti: 1) sebagai penghantar daya listrik yang baik, 2) penghantar panas, 3) mempunyai rapatan yang tinggi dan 4) dapat membentuk *alloy* dengan logam lain dan dapat dibentuk.

Menurut Darmono (1995), logam digolongkan dalam dua kategori yaitu logam berat dan logam ringan. Logam berat ialah logam yang mempunyai berat 5 gram atau lebih untuk setiap cm^3 , dan yang kurang dari 5 gram tergolong logam ringan. Sedangkan berdasarkan keperluannya oleh makhluk hidup, logam dibagi menjadi logam yang esensial dan logam nonesensial. Sementara Clark (2001), membagi logam secara biologi ke dalam tiga kelompok, yaitu:

- a. Logam ringan/*Light Metals* (contohnya sodium, potassium, dan kalsium) yang biasanya dipindahkan melalui pergerakan kation dalam larutan.
- b. Logam transisi/*ransitional Metals* (contohnya besi, tembaga, kobal dan mangan) yang merupakan logam esensial pada konsentrasi yang rendah tetapi bersifat racun pada konsentrasi yang tinggi.
- c. Logam berat/*Metalloids* (contohnya merkuri, timbal, selenium dan arsen) yang secara umum tidak bermanfaat untuk aktifitas metabolik dan bersifat racun terhadap sel meskipun pada konsentrasi yang rendah.

Secara alamiah, unsur-unsur logam berat umumnya berasal dari kegiatan gunung api dan rembesan air yang melewati deposit-deposit logam. Namun demikian meski sangat banyak sumber keberadaan logam berat di alam dan masuk ke dalam suatu tatanan lingkungan tertentu, secara alamiah tidaklah memberikan dampak yang merugikan bagi lingkungan karena masih dapat ditolerir oleh alam itu sendiri (Sastrawijaya, 1991). Kadar unsur logam berat di dalam kerak bumi menurut Stoeker dan Seager (1979) dalam Darmono (1995) berkisar antara 0,004 - 81.300 mg/Kg. Sedangkan menurut Millero dan Sohn (1992) bahwa kadar unsur logam berat di air laut secara alamiah berkisar antara 10^{-5} sampai dengan 10^{-2} mg/L.

Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam, dalam bahasa ilmiahnya dinamakan *plumbum* dan disimbolkan dengan Pb. Mempunyai nomor atom (NA) 82 dengan berat atom (BA) 207.2 (Palar, 2004). Logam timbal Pb adalah jenis logam lunak berwarna coklat kehitaman dan mudah dimurnikan. Logam Pb lebih tersebar luas dibanding kebanyakan logam toksik lainnya dan secara alamiah terdapat pada batuan serta lapisan kerak bumi. Dalam pertambangan, logam ini berbentuk sulfida logam (PbS) yang sering disebut *galena* (Darmono, 1995). Timbal banyak digunakan dalam industri misalnya sebagai zat tambahan bahan bakar, pigmen timbal dalam cat yang merupakan penyebab utama peningkatan kadar Pb di lingkungan (Lu, 1995).

Timbal masuk ke perairan melalui pengendapan, jatuhnya debu yang mengandung Pb yaitu hasil pembakaran bensin yang mengandung Timbal tetraetil, erosi dan limbah industri. Banyak reaksi biokimia dalam tubuh manusia dipengaruhi oleh logam Pb. Konsentrasi Pb sebesar 50 ppb dapat menimbulkan bahaya pada lingkungan laut (Saeni, 1989).

Dari sekian banyak jenis logam berat, maka logam berat jenis Pb merupakan salah satu logam berat yang sangat dikhawatirkan di sepanjang pesisir pantai Kabupaten Pangkep. Hasil penelitian Pusat Studi Lingkungan Universitas Khairun 2003, dalam Lessy (2006) mendapatkan kandungan logam berat Pb dalam air laut mempunyai konsentrasi kurang dari 0,05 mg/L.

Daya racun logam Pb pada manusia akan menyebabkan kerusakan sistem syaraf pusat, kerusakan ginjal, anemia dan mengganggu kerja enzim (Darmono, 2001). Sedangkan hasil penelitian dengan bahan uji organisme laut menunjukkan bahwa kandungan logam Pb dalam air pada konsentrasi 2,75-49 mg/L akan menyebabkan kematian *crustacea* setelah 245 jam, sedangkan *insect* mengalami kematian dalam waktu yang singkat 168 jam (Palar, 1994).

Logam Pb masuk ke perairan melalui pengendapan, jatuhnya debu yang mengandung Pb yaitu dari hasil pembakaran bensin yang mengandung timbal tetraetil, erosi dan limbah industri (Saeni, 1989). Clark (1986) mengatakan aerosol Pb dibawa ke bumi dalam hujan dan salju dan telah disebar secara luas. Lumpur dasar pembuangan limbah dapat diduga mengandung Pb konsentrasi tinggi. Sedangkan menurut Saeni (1989), konsentrasi Pb 0,05 mg/l' dapat menimbulkan bahaya pada lingkungan laut.

Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam, dalam bahasa ilmiahnya dinamakan *Plumbum*, dan logam berat ini disimbolkan dengan Pb. Logam berat Pb

termasuk ke dalam kelompok logam-logam golongan IV-A pada tabel periodik dengan nomor atom 82 dan bobot atom 207,2 (Palar, 1994). Moore dan Romamoorthy, (1983) menyatakan bahwa timbal adalah logam berat yang berwarna abu-abu kebiru-biruan dengan rapatan yang tinggi sekitar 11,34 g/cm³ pada suhu kamar.

Menurut Palar (1994), logam Pb mempunyai sifat-sifat yang khusus, antara lain:

- a. Merupakan logam yang lunak, sehingga dapat dipotong dengan menggunakan pisau atau dengan tangan dan dapat dibentuk dengan mudah.
- b. Merupakan logam yang tahan terhadap korosi, sehingga sering digunakan sebagai bahan *coating*.
- c. Mempunyai titik lebur yang rendah, hanya 327,5 °C.
- d. Mempunyai kerapian yang lebih besar dibandingkan dengan logam-logam biasa, kecuali emas dan merkuri.
- e. Merupakan penghantar listrik yang tidak baik.

Menurut Clark (1985), logam berat adalah suatu logam dengan bobot jenis besar. Logam ini memiliki karakteristik seperti berkilau, lunak atau dapat ditempa (*malleability*), bersifat dapat mengalir (*ductility*), mempunyai daya hantar panas dan listrik yang tinggi dan bersifat kimiaawi, yaitu sebagai dasar pembentukan reaksi dengan asam.

Logam berat Pb terdapat dalam batuan dan tanah dari kulit bumi, dengan konsentrasi hanya sekitar 16 mg/Kg. Logam berat Pb ditambang dari deposit mineral galena atau Pb sulfida (Laws, 1993). Sejak logam berat Pb dapat dipisahkan dari PbS dengan pemanasan pada suhu yang rendah dengan pembakaran kayu atau arang, maka logam berat Pb dapat diekstrak oleh masyarakat. Produksi global logam berat Pb baik dalam bentuk operasi peleburan maupun operasi penambangan terus meningkat. Total produksi 27,7 x 10⁶ metrik ton di tahun 1960-1969, meningkat menjadi 34,0 x 10⁶ metrik ton di tahun 70-an (Moore dan Romamoorthy, 1983). Sementara menurut Clark (2001) bahwa total produksi Pb di dunia sekitar 43 juta ton per tahun, dimana Pb dalam bentuk logam banyak digunakan dalam industri baterai, lempengan, kertas dan pipa.

Kadar logam berat di laut meningkat bila limbah yang mengandung banyak logam berat masuk ke dalam laut. Limbah ini bisa berasal dari aktivitas manusia di darat dan di laut. Aktivitas di laut berasal dari air ballast dari kapal-kapal, tenggelamnya kapal tanker, penambangan logam di laut dan lain-lain. Sedangkan aktivitas

di darat berasal dari limbah perkotaan, pertambangan, pertanian dan industri (Hutagalur,y, 1997). Logam berat yang dilimpahkan ke perairan, baik melalui sungai maupun laut akan mengalami tiga proses, yaitu pengendapan, adsorpsi dan absorpsi oleh organisme-organisme perairan (Supriharyono, 2002). Selanjutnya, unsur logam berat yang masuk ke dalam perairan akan mengalami proses penyebaran oleh gelombang dan arus.

Umumnya logam-logam yang terdapat di perairan berada dalam bentuk persenyawaan seperti senyawa hidroksida, senyawa oksida, senyawa karbonat dan senyawa sulfida (Laws, 1993). Kebanyakan logam-logam berat mempunyai daya larut yang tinggi. Logam berat yang terlarut dalam badan air laut pada konsentrasi tertentu dapat berubah fungsi menjadi sumber racun bagi kehidupan organisme perairan, meskipun daya toksis yang ditimbulkan oleh suatu jenis logam berat terhadap semua biota perairan tidak sama (Suwirma *et al*, 1980).

Menurut Palar (1994) ada empat faktor yang mempengaruhi daya racun logam-logam berat yang terlarut dalam air, yaitu; 1) bentuk logam dalam air, 2) keberadaan logam-logam lainnya, 3) fisiologis biota laut, dan 4) kondisi biota. Disamping faktor-faktor tersebut, menurut Hutagalung (1997) bahwa faktor lingkungan perairan seperti pH, suhu dan salinitas juga mempengaruhi toksisitas logam berat. Sehingga menurut Effendi (2003) daya toksis logam berat sesuai dengan urutannya adalah $Hg > Cd > Zn > Pb > Ni > Fe$.

Logam Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam. Dalam bahasa ilmiahnya dinamakan plumbum, dan logam ini di simbolkan dengan Pb. Penyebaran logam Pb di bumi sangat sedikit. Jumlah logam Pb yang terdapat di seluruh lapisan bumi hanyalah 0,0002 % dari jumlah seluruh kerak bumi. Jumlah ini sangat sedikit jika dibandingkan dengan jumlah kandungan logam berat lainnya yang ada di bumi (Palar, 1994)

Timah hitam (timbal) adalah unsur dengan nomor atom 82 dalam sistem periodik dengan berat atom 207,19. berwarna abu-abu kebiruan, lunak mudah dibentuk dan tahan terhadap korosi. Penyebaran logam Pb di bumi hanya 0,0002 %. Jumlah ini sedikit jika dibanding dengan kandungan logam berat lain yang ada (Palar, 1994).

Banyak logam Pb yang diperoleh dan di daur ulang dalam bentuk logam, tempat baterai dan plat, lembaran dan pipa, akan tetapi paling banyak logam Pb dalam bentuk gabungan yang masuk ke lingkungan. Mendekati 10 % dari produksi logam Pb di dunia

digunakan sebagai tambahan minyak, seperti Pb tetraetil dan hilang banyak sekali ke atmosfer (Clark, 1986). Selain itu, logam Pb banyak digunakan pada pewarna cat dalam bentuk timbal putih ($\text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO_3), timbal merah (Pb_3O_4) dan timbal kuning (PbCrO_4). Dalam industri keramik, logam Pb digunakan sebagai pelapis keramik dimana silika sebagai bahan dasar yang bereaksi dengan oksida menghasilkan kompleks silika. Senyawa Pb yang ditambah ke dalam campuran ini akan menghasilkan sifat mengkilap seperti kaca (Cotton, 1989).

Keracunan logam Pb yang masuk ke dalam tubuh melalui makanan, minuman dan udara. Sekitar 5 - 10 % dapat diabsorpsi oleh saluran pencernaan. 30 % terhisap melalui saluran pernapasan dan masuk melalui paru-paru kemudian diedarkan melalui seluruh jaringan dan organ tubuh (Cassaret, 1986). Dalam dosis yang tinggi dapat bersifat racun karena dapat menyebabkan penyumbatan sel-sel darah merah. Keracunan akut ditandai dengan penurunan tekanan darah, lelah, sakit kepala dan nafsu makan berkurang (Palar, 1994).

Total produksi logam Pb dunia kira-kira 43 juta ton tahun⁻¹. Banyak Pb yang diperoleh dan didaur ulang dalam bentuk logam, tempat baterai dan plat, lembaran dan pipa, dan sebagainya, akan tetapi paling banyak Pb dalam bentuk gabungan yang masuk ke lingkungan. Mendekati 10 % dari produksi logam Pb dunia digunakan sebagai bahan tambahan minyak, dalam bentuk tetraetil-Pb dan tetrametil-Pb, hilang banyak sekali ke atmosfer. Secara global, masukan ke atmosfer dihasilkan dan kegiatan manusia, 450.000 ton tahun⁻¹, sehingga menyebabkan masukan ke alam menjadi lebih kecil dari 25.000 ton tahun⁻¹ (Clark, 1986). Selanjutnya, ditambahkan pula oleh Palar (1994) dan Fardiaz (1992) bahwa logam Timbal atau Pb mempunyai sifat-sifat yang khusus yang menyebabkan logam Pb banyak digunakan sebagai berikut:

- a. Merupakan logam lunak, sehingga dapat dipotong dengan menggunakan pisau atau dengan tangan dan dapat dibentuk dengan mudah.
- b. Logam Pb mempunyai titik cair rendah sehingga jika digunakan dalam bentuk cair dibutuhkan teknik yang cukup sederhana dan tidak mahal. Titik leburnya adalah 327,5°C.
- c. Merupakan logam yang tahan terhadap korosi atau karat, sehingga logam timbal sering digunakan sebagai bahan *coating*, yang berfungsi sebagai pelindung jika kontak dengan udara lembab.
- d. Timbal dapat membentuk alloy dengan logam lainnya, dan alloy yang terbentuk mempunyai

sifat berbeda dengan timbal yang murni.

- e. Mempunyai kerapatan yang lebih besar dibandingkan dengan logam-logam biasa, kecuali emas dan merkuri.
- f. Merupakan penghantar listrik yang kurang baik.

Logam Pb dan persenyawaannya banyak digunakan dalam berbagai bidang, dalam industri baterai, timbal digunakan sebagai *grip* yang merupakan *alloy* dengan logam bismut (Pb-Bi) dengan perbandingan 93:7 (Palar, 1994).

Bentuk-bentuk dari persenyawaan yang dibentuk oleh Pb dengan unsur kimia lainnya serta fungsi dan bentuk persenyawaan tersebut dapat dilihat pada Tabel 4 berikut.

Logam Pb banyak digunakan pada pewarna cat dalam bentuk timbal putih ($\text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO_3), timbal merah (Pb_3O_4) dan timbal kuning (PbCrO_4). Dalam Industri keramik, logam Pb digunakan sebagai pelapis keramik di mana silika sebagai bahan dasar yang bereaksi dengan Oksida menghasilkan kompleks silika. Senyawa PbO yang ditambah ke dalam campuran ini akan menghasilkan sifat mengkilap seperti kaca (Cotton, 1989).

Menurut Kuhn *dkk* (1980), Pb biasanya ditemukan dalam bentuk Sulfida, baik organik maupun anorganik di dalam batubara dan minyak. Ditambahkan lagi oleh Darmono (2001) bahwa logam Pb juga banyak ditemukan sebagai Pb anorganik, terutama bentuk Pb-Oksida dan Pb-Klorida.

Hasil penelitian Pacyna (1986), terlihat bahwa batubara mengandung elemen logam tertentu yang lebih besar dari pada minyak ditemukan sebagai Pb anorganik, terutama bentuk Pb-oksida dan Pb-Klorida.

Kandungan logam Pb di dalam tanah rata-rata adalah 16 ppm. Tetapi pada daerah-daerah tertentu mungkin dapat mencapai beberapa ribu ppm. kandungan Timbal di dalam udara seharusnya rendah karena nilai tekanan uapnya rendah (Fardiaz, 1992). Dijelaskan pula oleh Glowial dan Pacyna dalam Darmono (2001), bahwa Pb yang partikelnya cukup besar, konsentrasinya akan menurun dengan cepat pada jarak semakin jauh dari lokasi industri. Dari beberapa hasil penelitian yang dilaporkan, konsentrasi As, Cd dan Pb mencapai tingkat terendah pada jarak 30 km dari pabrik. Selanjutnya, Kubucka, *dkk.*, dalam (Darmono, 2001) menyatakan konsentrasi Pb di udara sekitar pembangkit tenaga listrik dan pusat industri sering meningkat karena adanya emisi dari pembakaran minyak.

Menurut Davidson dan Osborn (1986) dalam Darmono (2001) logam Pb mempunyai

partikel yang sangat kecil di udara yang ukurannya sama dengan partikel aerosol. Rahn (1976), melaporkan data mengenai diameter partikel logam As, Cd, Pb, Hg, dan elemen lainnya, saat partikel As, Cd, dan Pb melayang di udara dalam waktu sekitar 7 hari. Dalam kurun waktu tersebut partikel logam dapat terbawa angin mencapai jarak ribuan kilometer.

Aerosol Pb dibawa ke bumi dalam hujan dan salju dan telah ditebar secara luas. Lumpur dasar pembuangan limbah dapat diduga mengandung Pb konsentrasi tinggi. Kalaupun Pb dianggap bertanggung jawab atas rusaknya kesehatan di tanah, seperti kontaminasi di laut, tetapi tidak tampak sebagai bahan yang perlu diperbaiki (Clark, 1986). Selanjutnya, Saeni, (1989) menyatakan logam Pb masuk ke perairan melalui pengendapan, jatuhnya debu yang mengandung Pb, yaitu dari hasil pembakaran bensin yang mengandung tetraetil-Pb, erosi, dan limbah industri. Logam Pb dapat mempengaruhi kerja enzim atau fungsi dari protein. Banyak reaksi biokimia dalam tubuh manusia dipengaruhi oleh logam Pb. Konsentrasi Pb 0,05 mg/l dapat menimbulkan bahaya pada lingkungan laut.

Secara alami logam Pb dapat masuk ke badan perairan melalui pengkristalan logam Pb di udara dengan bantuan air hujan. Di samping itu, proses korosifikasi pada batuan mineral akibat hempasan gelombang dan angin, juga merupakan salah satu jalur sumber logam Pb yang akan masuk ke dalam badan perairan. (Palar, 1994). Selanjutnya, dijelaskan lagi bahwa badan perairan yang telah kemasukan senyawa atau ion-ion Pb, menyebabkan jumlah logam Pb yang ada dalam badan perairan melebihi konsentrasi yang semestinya, sehingga mengakibatkan kematian bagi biota perairan tersebut.

Perkins dalam Tetelepta (1990) menyatakan bahwa sumber-sumber air alami untuk masyarakat tidak boleh mengandung logam Pb lebih dari 0,05 mg/l (0,05 ppm), sedangkan WHO menetapkan batas logam Pb di dalam air sebesar 0,1 mg/l.

B. Bioakumulasi Logam Pb

Bahan pencemar yang masuk ke dalam lingkungan perairan akan mengalami tiga macam proses akumulasi, yaitu proses fisika, kimia dan biologi. Dalam perairan logam berat tersebut sekalipun kadarnya relatif rendah, dapat diabsorpsi dan terakumulasi secara biologis oleh biota air dan akan terlibat dalam sistem jaringan makanan. Hal tersebut menyebabkan terjadinya proses yang dinamakan bioakumulasi (Hutagalung, 1991).

Keckes dan Miettinen (1972) mengemukakan bahwa logam berat masuk ke dalam tubuh organisme laut melalui tiga cara, yaitu melalui rantai makanan, insang, dan difusi

melalui permukaan tubuh. Fitoplankton yang merupakan produser primer akan dimakan oleh zooplankton, zooplankton dimakan oleh ikan kecil, ikan kecil dimakan oleh ikan besar, sehingga konsentrasi zat pencemar di dalam organisme meningkat dengan adanya tingkat trofik (Nyabakken, 1992). Hal ini terbukti bahwa logam berat sulit mengalami metabolisme di tubuh jasad hidup sehingga jumlah yang terakumulasi pada jaringan tubuh semakin bertambah (Moka, 1995).

Palar (1994) juga menyatakan bahwa awal peristiwa kontaminasi logam Pb terhadap biota laut adalah masuknya buangan industri yang mengandung logam Pb ke dalam badan perairan teluk (laut). Selanjutnya, dengan adanya proses biomagnifikasi yang bekerja di lautan, konsentrasi logam Pb yang masuk akan terus ditingkatkan di samping penambahan yang terus menerus dari buangan pabrik. Logam Pb yang masuk tersebut kemudian berasosiasi dengan sistem rantai makanan, sehingga masuk ke tubuh biota perairan dan ikut termakan oleh manusia bersama makanan yang di ambil dari perairan yang tercemar oleh logam Pb.

Menurut Darmono (2001), Semua spesies kehidupan dalam air sangat terpengaruh oleh hadirnya logam yang terlarut dalam air, terutama pada konsentrasi yang melebihi normal. Ada beberapa faktor yang mempengaruhi daya toksisitas logam dalam air terhadap makhluk yang hidup di dalamnya, yaitu sebagai berikut

- a. Bentuk ikatan kimia dari logam yang terlarut
- b. Pengaruh interaksi antara logam dan jenis toksikan lainnya.
- c. Pengaruh lingkungan seperti suhu, kadar garam, pH dan kadar oksigen yang terlarut dalam air.
- d. Kondisi hewan, fase siklus hidup (telur, larva dewasa), besarnya ukuran organisme, jenis kelamin dan kecukupan kebutuhan nutrisi.
- e. Kemampuan hewan untuk menghindar dari pengaruh polusi
- f. Kemampuan organisme untuk beraklimatisasi terhadap bahan toksik logam.

Selanjutnya ditambahkan bahwa ikan merupakan jenis organisme air yang dapat bergerak dengan cepat di dalam air. Ada jenis ikan yang biasanya hidup di perairan yang dangkal dan berenang di dasar air dan ada yang hidup di perairan yang dalam dan berenang dekat permukaan air. Karena dapat berenang dengan cepat, maka ikan mempunyai kemampuan menghindarkan diri dari pengaruh polusi. Tetapi pada ikan yang hidup dalam habitat yang

terbatas seperti sungai, danau dan teluk, mereka sulit melarikan diri dari pengaruh polusi tersebut, yang berakibat pada punahnya suatu spesies ikan. Hal tersebut banyak terjadi pada ikan yang hidup di perairan dangkal.

Menurut sifat fisika kimianya, logam Pb sama sekali tidak dibutuhkan dalam proses kehidupan biota air dan tergolong bahan kimia yang berpotensi racun tinggi apabila terakumulasi karena memiliki afinitas yang besar terhadap gugus protein organisme hidup (Klerks *et al.*, 1990). Seperti terbentuknya merkaptida antara logam berat dengan gugus SH yang terdapat dalam enzim sehingga aktivitas enzim tidak dapat berlangsung (Reinfo *dkk dalam* Darmono, 2001). Selanjutnya, Darmono (2001) menambahkan bahwa akumulasi logam yang tertinggi biasanya dalam organ detoksikasi (hati) dan ekskresi (ginjal). Di dalam kedua jaringan tersebut biasanya logam juga berikatan dengan berbagai jenis protein baik enzim maupun protein lain yang disebut metalotionein. Akibat yang ditimbulkan dari toksisitas logam ini dapat berupa kerusakan fisik (erosi, degenerasi, nekrosis) dan dapat berupa gangguan fisiologik (gangguan fungsi enzim dan gangguan metabolisme).

Besarnya pengambilan logam berat oleh organisme air ditentukan oleh konsentrasi, lamanya terpapar, dan jenisnya (Keckes dan Miettinen, 1972). Sedangkan produksi tetraetil-Pb dipengaruhi oleh pH, suhu, bahan organik dan anion klorida (Sanusi, 1985). Selanjutnya, menurut Darmono (2001), faktor yang mempengaruhi tinggi rendahnya derajat akumulasi logam tersebut sama dengan faktor yang mempengaruhi akumulasi logam pada hewan air lainnya. Perbedaananya, jenis kerang dapat mengakumulasi logam lebih besar daripada hewan air lainnya karena sifatnya yang menetap, lambat untuk dapat menghindarkan diri dari pengaruh polusi, dan mempunyai toleransi yang tinggi terhadap konsentrasi logam tertentu.

Bryan (1976) menambahkan bahwa penyerapan larutan oleh makhluk hidup terjadi dengan difusi pasif, kemungkinan sebagai senyawa logam yang larut melalui tahapan yang disebabkan oleh penyerapan pada permukaan tubuh dan pengikatan unsur pokok tubuh. Kecepatan penyerapan dipengaruhi oleh perubahan dalam faktor fisika-kimiawi (misal: suhu, pH, salinitas) dan ciri-ciri fisiologi dan perilaku makhluk hidup tersebut. Untuk beberapa logam, kecepatan penyerapan secara langsung sesuai dengan tingkatan ketersediaanya di lingkungan.

Distribusi dan akumulasi logam Hg, Cd, dan Pb sangat berbeda-beda untuk setiap organisme air. Hal tersebut tergantung pada species, konsentrasi logam dalam air, pH, fase

pertumbuhan dan kemampuan untuk pindah tempat (Darmono, 1995). Diantara logam Hg, Cd dan Pb, daya penetrasinya berturut-turut dari yang besar ke yang kecil adalah : $Hg > Cd > Pb$ (Dentom dan Burton *dalam* Darmono 2001).

C. Dampak Logam Berat (Pb) pada Organisme Perairan

Siklus perputaran logam dalam air dapat dipelajari dengan model konsep dari sistem kehidupan air yang terdiri dari sejumlah kompartemen dan peragaan alur dari perpindahan logam tersebut. Hart dan Lake *da/arn* Darmono (2001), mengatakan bahwa ada 4 kompartemen yang terlihat dalam siklus biogeokimiawi dalam air, yaitu :

- a. Kompartemen logam yang terlarut ialah ion logam bebas, kompleks dan koloidal ikatan senyawanya.
- b. Kompartemen partikel abiotik, terdiri dari bahan kimia anorganik dan organik.
- c. Kompartemen partikel biotik, terdiri dari fitoplankton dan bakteri di dalam laut dangkal dan laut dalam, daerah pantai, serta muara sungai yang menempel pada tanaman.
- d. Kompartemen sedimen di dasar air, merupakan kompartemen terbesar dari logam berat pada setiap ekosistem air.

Selanjutnya ditambahkan pula oleh Darmono (2001), bahwa sifat atau tingkah laku logam dalam lingkungan perairan sangat bergantung pada karakterisasi logam yang bersangkutan atau lazim disebut spesiasi logam. Spesiasi suatu logam akan mempengaruhi hadirnya logam tersebut dalam jaringan biologik (*bioavailability*) dan toksisitasnya terhadap biota, transportasi dan mobilisasi, serta interaksi dengan sedimen atau tanah.

Dari jenis-jenis limbah yang paling banyak mengandung logam berat adalah limbah industri. Hal ini disebabkan oleh senyawa atau unsur logam berat sangat banyak dimanfaatkan dalam industri sebagai bahan baku, katalis, fungisida maupun sebagai aditif (John dan Bradley *dalam* Keckes dan Miettinen, 1972). Limbah Industri yang banyak mengandung logam berat akan terbawa oleh sungai atau udara di laut. Oleh karena itu, limbah industri merupakan sumber pencemar logam berat yang potensial bagi perairan laut. Jumlah dan jenis logam berat yang terdapat dalam limbah industri tergantung pada jenis dan proses industrinya. Oleh karena itu, dari jenis industri yang ada pada suatu daerah dapat diramalkan jenis pencemaran logam berat yang mungkin terjadi. Jenis pemakaian dari beberapa logam berat di dalam industri dapat dilihat pada Tabel 3.1.

Secara umum pengaruh logam berat atas dasar daya racunnya terhadap organisme laut dapat dibagi menjadi dua yaitu pengaruh racun yang bersifat lethal atau mematikan dan pengaruh sublethal (Darmono, 1995). Mukono (2005) mengatakan bahwa daya racun yang bersifat mematikan biasanya diuji dengan LC₅₀ yaitu konsentrasi yang dibutuhkan untuk membunuh 50% dari organisme uji dalam kurun waktu tertentu. Beberapa hasil penelitian menunjukkan bahwa kandungan logam berat Pb dalam air pada konsentrasi 2,75 - 49 mg/L akan menyebabkan kematian *crustacea* setelah 245 jam, sedangkan *insect* mengalami kematian dalam waktu yang singkat 168 jam (Palar, 1994).

Tabel 3.1. Konsentrasi Beberapa Logam berat Dalam Air Laut dan Air Sungai Secara Alamiah

Logam	Air Laut (µg/l)	Air Sungai (µg/l)
Logam Ringan (Makro) :		
- K	392.000	2300
- Na	10.800.000	6300
- Ca	411.000	15000
- Mg		4100
Logam Berat (Mikro) :		
- As	2,6	2
- Cd	0.11	Tt
- Cr	0,2	1
- Cu	2,0	7
- Fe	3,4	670
- Pb	0,03	3
- Hg	0,15	0,07
- Ni	2,0	0,3
- Ag	0,28	0,3
- Zn	2,0	20

Sumber : Waldichuk, 1974 *dalam* Yuniarti (2003)

Sejauh ini manfaat logam berat Pb bagi organisme laut baik hewan maupun tumbuhan laut belum diketahui. Kehadiran logam berat Pb dalam konsentrasi yang tinggi mungkin akan memberikan dampak fisiologis terhadap hewan dan tumbuhan laut. Akumulasi logam berat Pb dalam hewan dan tumbuhan laut secara langsung akan berdampak terhadap manusia bila manusia

mengonsumsi hewan dan tumbuhan laut tersebut.

Logam berat memasuki perairan alam melalui saluran pembuangan dan hanya sebagian kecil yang dipindahkan melalui cara-cara yang khusus. Bahkan bila zat ini tidak masuk secara langsung ke ekosistem perairan, zat ini bisa masuk melalui air hujan dari atmosfer atau pencucian tanah (Palar, 1994). Logam berat yang sangat beracun ini, tahan lama dan sangat banyak terdapat di lingkungan. Logam berat tersebut adalah merkuri (Hg), timbal (Pb), arsen (As), kadmium (Cd), kromium (Cr) dan nikel (Ni). Logam-logam ini di dalam air biasanya berikatan dalam senyawa kimia atau dalam bentuk logam ion (Darmono, 2001). Selanjutnya dijelaskan logam berat yang masuk perairan laut akan mengalami pengendapan, pengenceran dan dispersi. Kemudian dapat di serap oleh organisme yang hidup di perairan laut tersebut. Pengendapan logam berat di suatu perairan terjadi karena adanya anion karbonat, hidroksil dan klorida.

Dalam lingkungan perairan ada tiga media yang dapat dipakai sebagai indikator pencemar logam berat yaitu air, sedimen dan organisme hidup. Pemakaian organisme hidup sebagai indikator pencemaran disebut sebagai bio-indikator. Organisme laut dapat dipakai sebagai bio-indikator pencemar. Pemakaian organisme laut sebagai indikator pencemar didasarkan pada kenyataan bahwa alam atau lingkungan yang tidak tercemar akan ditandai oleh kondisi biologik yang seimbang dan mengandung kehidupan yang beraneka ragam (Reish, 1972).

Ostapozuk *dalam* Siahaya (1998) mengatakan organisme indikator pencemar adalah organisme yang mampu mengakumulasi zat pencemar dengan jumlah runutan dalam lingkungan. Hal ini didasarkan dari hasil analisis bahan pencemar yang terdapat dalam tubuh organisme tersebut Analisis organisme ini lebih efektif dibandingkan dengan analisis langsung, yang mana menurut Verheyen *dalam* Siahaya (1998), parameter langsung seperti ini hanyalah memberikan gambaran yang sesaat dan cenderung memberikan hasil dengan kisaran lebar. Hal ini disebabkan karena organisme tersebut menghasilkan waktu hidupnya di lingkungan tersebut, sehingga jika terjadi pencemaran akan bersifat akumulasi (Djuwangsih, 1985).

Philips (1980) menyatakan penggunaan organisme indikator pencemar harus memenuhi kriteria sebagai berikut :

a. Organisme tersebut mampu mengakumulasi pencemar tanpa terbunuh pada kadar

yang dihadapi dalam lingkungan

- b. Organisme tersebut hidup dan menetap di daerah lingkungan
- c. Organisme tersebut mempunyai populasi yang cukup banyak
- d. Organisme tersebut mempunyai waktu hidup yang cukup panjang untuk dianalisis ;
- e. Organisme tersebut mempunyai ukuran tubuh yang cukup besar untuk dianalisis
- f. Ada korelasi yang sederhana antara pencemar yang terdapat dalam lingkungan.

Dinamika logam dari suatu perairan mempengaruhi organisme yang hidup pada air telah banyak diteliti, terutama dalam memonitoring pencemar logam berat pada lingkungan perairan. Dalam memonitor pencemaran logam, analisis biota air sangat penting artinya daripada analisis air itu sendiri. Hal ini disebabkan kandungan logam dalam air berubah-ubah atau sangat tergantung pada lingkungan dan iklim. Pada musim hujan kandungannya lebih kecil karena proses pelarutan. Sedangkan pada musim kemarau kandungannya lebih tinggi karena logam dari air lebih terkonsentrasi. Kandungan dalam organisme air biasanya selalu bertambah dari waktu ke waktu karena sifat logam yang bioakumulatif, sehingga organisme sangat baik digunakan sebagai indikator pencemaran logam dalam lingkungan perairan (Hamidah, 1980).

Menurut Palar (1994), logam berat yang masuk perairan akan mengalami pengendapan, pengenceran dan dispersi, kemudian diserap oleh organisme yang hidup di perairan tersebut. Kenaikan pH perairan akan menyebabkan kelarutan logam berat semakin kecil. Vernberg *dalam* Hutagalung (1991) menyatakan bahwa kenaikan suhu, penurunan pH dan salinitas perairan menyebabkan tingkat bioakumulasi semakin besar. Unsur-unsur logam berat dapat masuk ke dalam tubuh organisme perairan dengan tiga cara yaitu melalui rantai makanan, insang dan difusi melalui permukaan kulit (Sorensen, 1991). Sedangkan pengeluaran logam berat dari tubuh organisme perairan melalui permukaan tubuh dan insang serta melalui faeces dan urine. Sebagian besar logam berat masuk ke dalam tubuh organisme perairan laut melalui rantai makanan, hanya sedikit yang diambil langsung dari air. Fitoplankton yang merupakan awal dari rantai makanan akan dimangsa oleh ikan-ikan kecil, ikan kecil akan dimangsa oleh ikan yang lebih besar, sehingga pemangsa yang berukuran lebih besar seperti ikan cucut pedang dan tuna akan mengandung kadar logam berat yang tinggi (Hutagalung, 1991).

Beberapa jenis binatang lunak seperti molluska, ekskresi logam dilakukan dalam beberapa cara yang agak berbeda-beda. *Scallop* sejenis keong laut, mengeluarkan logam dari tubuhnya dalam bentuk granula dari ginjalnya. Sedangkan *Cardium edulis*, jenis molluska laut mengeluarkan logam dalam bentuk bola-bola kecil dari sel-sel saluran pencernaannya. Pada kerang kecil (Oyster), partikel-partikel logam (Fe) yang dikeluarkan dari pinggir mantelnya. Pada *Mythilus edulis* yang mengabsorpsi logam Pb terlihat bahwa ginjalnya mengandung 50-70% dari total logam Pb yang diserap.

Seorang peneliti menganalisis bahwa keseimbangan terjadi setelah 230 hari dengan asumsi bahwa absorpsi logam Pb terjadi melalui air dan makanan. Faktor konsentrasi logam tersebut tergantung pada ukuran organisme, dan pada *Mythilus edulis* terlihat bahwa konsentrasi logam Pb, Cu, Zn dan Fe menurun dengan naiknya berat badan, sedangkan konsentrasi logam Ni dan Cd terlihat tetap (Darmono, 1995).

Logam Pb masuk ke perairan melalui pengendapan, jatuhnya debu yang mengandung Pb yaitu dari hasil pembakaran bensin yang mengandung timbal tetraetil, erosi dan limbah industri (Saeni, 1989). Clark (1986) mengatakan aerosol Pb dibawa ke bumi dalam hujan dan salju dan telah disebar secara luas. Lumpur dasar pembuangan limbah dapat diduga mengandung Pb konsentrasi tinggi. Sedangkan menurut Saeni (1989), konsentrasi Pb 0,05 mg.l⁻¹ dapat menimbulkan bahaya pada lingkungan laut.

D. Dampak Pb pada Manusia

Unsur logam berat dapat masuk ke dalam tubuh manusia melalui tiga jalur (Hutzinger dalam Hutagalung, 1991), yaitu melalui mulut (makanan dan minuman) pernapasan, serta melalui kulit. Selanjutnya ditambahkan oleh Philips (1980) bahwa keracunan logam Pb yang masuk melalui makanan, minuman dan udara sekitar 5 - 10 % dapat diabsorpsi oleh saluran pencernaan, 30% terhisap melalui saluran pernapasan dan masuk melalui paru-paru kemudian diedarkan melalui seluruh jaringan dan organ tubuh.

Masuknya logam berat Pb ke dalam tubuh manusia terutama melalui pernapasan, pencernaan dari makanan dan air yang terkontaminasi. Menurut Laws (1993) efisiensi absorpsi Pb melalui pernapasan sekitar 37%, sedangkan saluran pencernaan sekitar 25%- 30% pada anak-anak, tetapi hanya 8% pada orang dewasa. Pb yang terabsorpsi dalam aliran darah akan ditransportasikan ke seluruh bagian tubuh terutama melalui sel darah merah dan masuk ke jaringan. Pb dapat terpantau di dalam jaringan hati dan ginjal beberapa jam setelah absorpsi.

Gejala keracunan logam biasanya berbeda antara anak-anak dan orang dewasa. Gejala keracunan yang khas pada anak-anak seperti sakit perut, muntah-muntah, lemah, sulit bicara dan gangguan pertumbuhan otak. Sedangkan pada orang dewasa, gejala keracunan biasanya bervariasi yang merupakan indikator dari kerusakan sistem saraf pusat (Darmono, 1995). Dengan demikian keracunan Pb dalam darah akan berdampak pada masalah anemia, kerusakan sistem saraf pusat dan kerusakan ginjal (Laws, 1993).

Menurut Waldbott (1978) logam Pb merupakan bahan beracun yang bisa mempengaruhi pembentukan sel-sel darah dalam susunan tulang belakang dan menghambat sintesis hemoglobin. Mekanismenya mirip dengan mekanisme kimiawi untuk menghambat pembentukan klorofil di dalam tumbuhan.

Peningkatan kadar logam berat dalam perairan akan diikuti oleh peningkatan kadar logam berat dalam ikan, sehingga pencemaran air laut oleh logam berat akan mengakibatkan organisme hidup di dalamnya ikut tercemar, pemanfaatan ikan-ikan ini sebagai bahan makanan akan membahayakan keracunan yang bersifat akut maupun kronis (Anonim, 1997).

Keracunan secara akut, yaitu pengaruhnya yang langsung dan menyebabkan kematian secara cepat. Gejala keracunan ini berupa rasa sakit pada bagian perut, mual-mual, muntah dan peradangan pada tukak (Palar 1994). Sedangkan keracunan secara kronis, yaitu menyebabkan gangguan dan perubahan fungsional sistem sel menjadi rusak yang akhirnya menyebabkan pula kematian. Pada keracunan kronis ada dua organ tubuh yang sering mengalami gangguan, yaitu gingivitis (radang gusi) dan gangguan pada sistem saraf, berupa tremor (gemeter), dan parkinsonisme.

Logam Pb dapat masuk ke dalam tubuh manusia melalui pernapasan, makanan dan air yang terkontaminasi oleh logam Pb, dan absorpsi melalui kulit. Keracunan logam Pb dapat menyebabkan anemia, kerusakan susunan saraf pusat, dan ginjal (Supriharyono, 2000).

Menurut Fardiaz (1992), bentuk kimia Pb merupakan faktor penting yang mempengaruhi sifat-sifat logam Pb di dalam tubuh. Komponen Pb organik, misalnya tetraetil-Pb, segera dapat terabsorpsi oleh tubuh melalui kulit atau membran mukosa.

Racun logam Pb biasanya menyerang pada tiga sistem organ tubuh, yaitu hematologis, neurologis, dan renal (ginjal). Hal ini disebabkan karena adanya kombinasi gangguan sistem hematologis dan berkurangnya waktu untuk sirkulasi sel darah merah (EPA dalam Supriharyono 2000). Hal ini sejalan dengan pendapat Darmono 2001, bahwa anemia, di dalam darah

diakibatkan karena timbal berikatan dengan sel darah merah sehingga sel darah merah mudah pecah. Apabila sel darah pecah, terjadi gangguan terhadap sintesis hemoglobin yang dapat menyebabkan anemia. Gejala ini ditandai dengan adanya anisositosis, polikromasia, dan jumlah sel darah muda meningkat.

Menurut Fardiaz (1992) tidak semua Pb yang terhisap atau tertelan oleh tubuh manusia akan tertinggal di dalam tubuh. Kira-kira 5 sampai 10% dari jumlah yang tertelan akan diabsorpsi melalui saluran pencernaan, dan sekitar 30% dari jumlah yang terhisap melalui hidung akan diabsorpsi melalui saluran pernapasan. Hanya sekitar 5% dari 30% yang terabsorpsi melalui saluran pernapasan akan tertinggal di dalam tubuh karena dipengaruhi oleh ukuran partikel-partikelnya.

Pengaruh sistem saraf pusat yang akut mungkin akan sangat serius atau bahkan fatal terhadap penderita keracunan logam Pb. Penderita sistem saraf pusat akibat racun Pb yang bertahan hidup mungkin masih meninggalkan bekas atau sisa kerusakan pada otaknya, yang biasanya berupa gangguan mental atau gangguan sistem saraf (Hammond *dalam* Supriharyono, 2000).

Untuk dapat mengetahui seberapa besar kandungan logam Pb yang terserap dalam tubuh manusia ada tiga cara yang paling umum dilakukan, yaitu : pengujian kadar koproporphirin dalam urine, pengujian kadar ALA (Amino Levulinic Acid) dalam urine dan pengujian kadar ALA dan ALAD (ALA dehidrasi) dalam darah. Pengujian ini biasanya dilakukan pada pekerja tambang dan industri pengolahan Pb (Palar, 1994).

E. Sedimen

Seluruh permukaan dasar laut ditutupi oleh partikel-partikel sedimen yang telah terendapkan secara perlahan-lahan dalam jangka waktu yang sangat lama. Secara relatif ketebalan lapisan sedimen yang terdapat diseluruh bagian lautan sangat bervariasi. Variasi ini tergantung pada kedalaman lingkungan laut, jenis sedimen, dan mekanisme pembentukannya.

Menurut Carter (1988), sumber sedimen di daerah pantai terbagi menjadi dua, yaitu sumber primer dan sumber sekunder. Sumber primer meliputi erosi sedimen karena pengikisan oleh gerakan ombak pada tebing pantai, karang, dan platform dasar laut. Meskipun hasil pengikisan relatif sangat lambat namun sekarang ini jumlahnya terus bertambah.

Erosi dan perombakan dari proses pencairan es menghasilkan banyak sekali material seperti kerikil dan pasir terutama pada daerah pantai di wilayah lintang tinggi. Sumber sekunder dari

sedimen dihasilkan oleh sungai, *glacier*, dan aktivitas manusia (pembuangan limbah). Selanjutnya, Supangat dan Muawanah (2005) membagi sedimen ke dalam dua bentuk, yaitu sedimen *Terigen* dan sedimen *Biogenik*. Sedimen terigen terbentuk oleh proses pelapukan dan erosi daratan yang dibawa oleh sungai, gletser dan angin. Sedimen ini terdiri atas batu-batuan kecil, pasir, debu dan tanah liat. Sedangkan sedimen biogenik terbentuk oleh sisa-sisa organisme mikroskopik, khususnya planktonik yang merupakan hasil sekresi tulang-belulang seperti kalsium karbonat atau silika. Sedimen karbonat terdiri atas sisa-sisa *coccolithophores*, *foraminifera* dan *pteropod*, sedangkan sedimen silika (*siliceous*) berasal dari *diatom* dan *radiolaria*.

Logam berat yang terlarut dalam air akan berpindah ke dalam sedimen jika berikatan dengan materi organik bebas atau materi organik yang melapisi permukaan sedimen, dan penyerapan langsung oleh permukaan partikel sedimen. Materi organik dalam sedimen dan kapasitas penyerapan logam sangat berhubungan dengan ukuran partikel dan luas berkembang sejalan dengan tekanan dan tingkat pemanfaatan, sesuai dengan keadaan lingkungan wilayah pesisir. Jadi, tampak bahwa sumberdaya alam wilayah pesisir telah dimanfaatkan secara beranekaragam. Namun perlu diperhatikan agar kegiatan yang beranekaragaman dapat berlangsung secara serasi. Suatu kegiatan dapat menghasilkan hasil samping yang dapat merugikan kegiatan lain. Misalnya limbah industri yang langsung dibuang ke lingkungan pesisir, tanpa mengalami pengolahan tertentu sebelumnya dapat merusak sumber daya hayati akuatik, dan dengan demikian merugikan perikanan.

BAB IV. HUBUNGAN LOGAM BERAT TERHADAP KUALITAS AIR

Dalam menganalisis potensi bahaya logam, sangat penting mengidentifikasi sumber logam yang masuk ke perairan, apakah bersumber dari kegiatan manusia atau alamiah, karena potensi bioavailabilitas logam di sedimen sangat dibutuhkan untuk menunjang kegiatan monitoring dan evaluasi pencemaran logam dalam suatu lokasi.

Pada saat berada di perairan, logam berada dalam bentuk partikel dan/atau akan secara cepat terserap pada partikel yang berada di kolom air, yang pada akhirnya akan berasosiasi dengan partikel tersuspensi di kolom air atau akan terakumulasi di sedimen dasar. Pada saat di sedimen, logam berat dapat diakumulasi oleh organisme bentik yang hidup dan mencari makan di sedimen. Organisme bentik, menjadi dasar dari rantai makanan, pada akhirnya bisa menjadi agen transfer logam dari sedimen dasar ke tropik level yang lebih tinggi dan menyebabkan dampak negatif (Stecko and Bendell-Young, 2000). Akan tetapi konsentrasi total logam yang ada di sedimen tidak selalu berkorelasi positif dengan respon yang timbul pada biota (Nowierski *et al.*, 2002). Hal ini disebabkan oleh perbedaan *species* logam yang terkait pada fraksi sedimen tertentu yang tersedia (*bioavailable*) dan bisa menimbulkan dampak negatif terhadap biota.

Pada saat logam berada pada fase solid, yaitu di sedimen, logam akan berpartisi pada fraksi-fraksi di sedimen, yang pada akhirnya akan menentukan bioavailabilitasnya bagi biota. Oleh karena itu dalam menentukan penilaian dampak berbahaya (*risk assessment*) dari logam terhadap kehidupan biota dan ekosistem perairan secara keseluruhan, bukan hanya konsentrasi total logam yang berada di perairan yang menentukan akan tetapi konsentrasi logam yang tersedia secara biologis (*bioavailability*) juga sangat berpengaruh. Selain daripada itu, sangat penting mengidentifikasi sumber logam yang masuk ke perairan, apakah bersumber dari kegiatan manusia (antropogenik) atau alamiah. Informasi tersebut di atas sangat dibutuhkan untuk menunjang kegiatan monitoring dan evaluasi pencemaran logam dalam suatu lokasi.

Hasil penelitian spesiasi menunjukkan bahwa logam di sedimen berikatan pada fraksi yang berbeda dengan kekuatan ikatan yang juga berbeda, dimana perbedaan ikatan tersebut mengindikasikan reaktivitas sedimen serta dapat digunakan untuk menilai risiko bahaya yang ditimbulkan oleh logam di lingkungan perairan. Dalam menilai risiko tersebut, suatu indeks penilaian risiko, yaitu *Risk Assessment Code* (RAC) digunakan dalam penilaian ketersediaan

(availabilitas) logam di sedimen dengan mengaplikasikan suatu skala pada nilai persentasi logam di fraksi *exchangeable* dan karbonat (Sundaray *et al.*, 2011).

Kategori risiko berdasarkan RAC dapat dilihat pada Tabel 4.1.

Tabel 4.1. *Risk Assessment Code (RAC)**

Kategori	Risiko	Logam fraksi 1 (% dr total)
I	Tidak berisiko (TB)	< 1
II	Risiko rendah (RR)	1 – 10
III	Risiko sedang (RS)	11 – 30
IV	Risiko tinggi (RT)	31 – 50
V	Sangat berisiko tinggi (SBT)	> 50

*Sumber: Perin *et al.*, 1995 dalam (Sundaray *et al.*, 2011)

Pola penyebaran Pb terlihat relatif berbeda. Konsentrasi tinggi terlihat pada lokasi Losari, Benteng dan Paotere. Kemungkinan karena ketiga lokasi tersebut berada paling dekat dengan kota Makassar sehingga mendapat sumbangan Pb yang berasal dari buangan kendaraan bermotor.

A. Kandungan Logam Berat dalam Air

Logam berat biasanya ditemukan sangat sedikit dalam air secara alamiah, yaitu kurang dari 1 μ g/l. Bila terjadi erosi alamiah, konsentrasi logam tersebut dapat meningkat. Beberapa macam logam biasanya lebih dominan daripada logam lainnya dan dalam air biasanya tergantung pada asal sumber air (air tanah dan air sungai). Disamping itu jenis air (air tawar, air payau dan air laut) juga mempengaruhi kandungan logam di dalamnya (Darmono 2001).

Kadar ini dapat meningkat jika terjadi peningkatan limbah yang mengandung logam berat masuk ke dalam laut. Limbah ini dapat berasal dari aktivitas manusia di laut yang berasal dari pembuangan sampah kapal-kapal, penambangan logam di laut dan lain-lain dan yang berasal dari darat seperti limbah perkotaan, pertambangan, pertanian dan perindustrian.

Akumulasi logam berat dalam tubuh organisme tergantung pada konsentrasi logam berat dalam air atau lingkungan, suhu, keadaan spesies dan aktifitas fisiologis (Bryan, 1976 dalam Connel dan Miller, 1995). Organisme laut lebih memiliki daya tahan dibandingkan dengan biota air tawar. Decapoda yang merupakan organisme laut paling sensitif mati pada konsentrasi kadmium di laut pada kisaran 14.8-420 ppb. Efek sublethal

pada binatang laut dicatat pada konsentrasi kadmium 0.5-10 ppb termasuk penurunan pertumbuhan, gangguan pernafasan, mengubah sistem enzim dan kontraksi otot yang tidak normal. Pengaruh-pengaruh ini biasanya lebih nyata pada salinitas rendah dan temperatur tinggi (Eisler, 1985). Pada pH yang tinggi kadmium mengalami presipitasi atau pengendapan dan *Canadian Council of Resource and Environment Ministers* (1987) dalam Effendi (2000) melaporkan kadar kadmium semakin besar dengan tingkat kesadahan yang semakin besar pula.

Kelarutan timbal di air cukup rendah mengakibatkan kadarnya relatif sedikit. Kadar dan toksisitas timbal dipengaruhi oleh: kesadahan, pH, alkalinitas dan kadar oksigen. Timbal diserap dengan baik oleh tanah sehingga pengaruhnya terhadap tanaman relatif kecil (Effendi, 2000).

B. Kandungan Logam Berat dalam Sedimen

Sedimen meliputi tanah dan pasir, bersifat tersuspensi, yang masuk ke badan air akibat erosi atau banjir dan pada dasarnya tidaklah bersifat toksik (Effendi, 2000). Menurut Waldichuck (1974) dalam Nanty (1999) meningkatnya kadar logam berat dalam lingkungan perairan hingga melebihi batas maksimum akan menyebabkan rusaknya lingkungan serta dapat membahayakan kehidupan organisme di dalamnya. Ia juga berpendapat mengendapnya logam berat bersama-sama dengan padatan tersuspensi akan mempengaruhi kualitas sedimen di dasar perairan dan juga perairan di sekitarnya.

Logam berat yang dilimpahkan ke perairan, baik di sungai ataupun di laut akan dipindahkan dari badan airnya melalui beberapa proses, yaitu : pengendapan, adsorpsi dan absorpsi oleh organisme-organisme perairan (Bryan, 1976 dalam Connell dan Miller, 1995) . Logam berat mempunyai sifat yang mudah mengikat bahan organik dan mengendap di dasar perairan dan bersatu dengan sedimen sehingga kadar logam berat dalam sedimen lebih tinggi dibandingkan dalam air (Harahap, 1991).

C. Kandungan Logam Berat dalam Biota Air

Kebanyakan logam berat secara biologis terkumpul dalam tubuh organisme, menetap untuk waktu yang lama dan berfungsi sebagai racun kumulatif (Darmono, 1995). Keberadaan logam berat dalam perairan akan berpengaruh negatif terhadap kehidupan biota. Logam berat yang terikat dalam tubuh organisme yaitu pada ikan akan mempengaruhi aktivitas organisme tersebut.

Menurut Darmono (2001), logam berat masuk ke dalam jaringan tubuh makhluk hidup melalui beberapa jalan, yaitu saluran pernafasan, pencernaan, dan penetrasi melalui kulit. Di dalam tubuh hewan, logam diabsorpsi darah, berikatan dengan protein darah yang kemudian didistribusikan ke seluruh jaringan tubuh. Akumulasi logam yang tertinggi biasanya dalam detoksikasi (hati) dan ekskresi (ginjal).

Dinata, (2004) mengatakan terdapat beberapa pengaruh toksisitas logam pada ikan. Pertama, pengaruh toksisitas logam pada insang. Insang selain sebagai alat pernapasan ikan, juga digunakan sebagai alat pengatur tekanan antara air dan dalam tubuh ikan (osmoregulasi). Oleh sebab itu, insang merupakan organ yang penting pada ikan, dan sangat peka terhadap pengaruh toksisitas logam. Dalam hal ini, logam-logam seperti Cd, Pb, Hg, Cu, Zn, dan Ni, sangat reaktif terhadap ligan sulfur dan nitrogen, sehingga ikatan logam tersebut sangat penting bagi fungsi normal metaloenzim dan juga metabolisme terhadap sel. Di samping adanya gangguan biokimiawi tersebut, perubahan struktur morfologi insang juga terjadi. Pada spesies ikan *Fundulus heteroclitus* yang diekspose 50 mg/l Cd selama 20 jam, terjadi hipertrofi filamen insang. Di samping itu, terlihat hiperplasia pada bagian lamela dan interlamela epitel filamen. Terjadinya hiperplasia tersebut juga diikuti gambaran nekrotik sel. Nekrotik sel epitel respirasi terjadi setelah 20 jam perlakuan. Perubahan tersebut ternyata hanya terjadi pada daerah sambungan filamen insang dan hanya terjadi fokal (lokal) saja, sedangkan bagian lain insang tidak terjadi perubahan (Gardner dan Yevich, 1970 dalam Darmono, 2001).

Kedua, pengaruh toksisitas logam pada alat pencernaan. Toksisitas logam dalam saluran pencernaan terjadi melalui pakan yang terkontaminasi logam. Toksisitas logam pada saluran pencernaan juga dapat terjadi melalui air yang mengandung dosis toksik logam. Gardner dan Yevich (1970) dalam Dinata (2004) melaporkan, ikan *Fundulus heteroclitus* yang dipelihara dalam air yang mengandung 50 mg/l Cd, perubahan patologi terjadi setelah satu jam. Dalam waktu satu jam setelah ikan hidup dalam air yang mengandung 50 mg/l Cd dengan kadar garam 32/1.000, mukosa usus membengkak, aktivitas sel mukosa meningkat terutama usus bagian depan.

Ketiga, pengaruh logam pada ginjal ikan. Ginjal ikan berfungsi untuk filtrasi dan mengekskresikan bahan yang biasanya tidak dibutuhkan tubuh, termasuk bahan racun seperti logam berat. Hal ini menyebabkan ginjal sering mengalami kerusakan akibat daya

toksik logam. Ikan *Fundulus heteroclitus* yang dipelihara dalam air yang mengandung 50 mg/l Cd, perubahan patologik pada ginjal terjadi setelah 20 jam. Pada awalnya terjadi kerusakan pada tubulus bagian proksimal yang kemudian menyebar ke bagian distal. Setelah itu, terlihat degenerasi pada sel tubulus ginjal dan endapan dalam lumen yang berwarna eosin/pink/kemerahan (Gardner dan Yevich, 1970 dalam Darmono, 2001). Keempat, pengaruh akumulasi logam dalam jaringan (bioakumulasi). Proses akumulasi ini terjadi setelah absorpsi logam dari air atau melalui pakan yang terkontaminasi. Kondisi ini berpengaruh terhadap nilai ekonomi, terutama dalam sistem perikanan komersial, baik ikan air tawar maupun air laut.

D. Bahaya dan Nilai Toksisitas dari Logam Berat

Semua logam berat dapat menimbulkan pengaruh yang negatif terhadap organisme air pada batas konsentrasi tertentu. Pengaruh tersebut dipengaruhi oleh jenis logam, spesies hewan, daya permeabilitas organisme, dan mekanisme detoksikasi. Selain itu, faktor lingkungan perairan seperti pH, kesadahan, suhu dan salinitas juga mempengaruhi toksisitas logam berat. Daya racun logam berat adalah sebagai berikut : $Hg^{2+} > Cd^{2+} > Ag^{2+} > Ni^{2+} > Pb^{2+} > As^{2+} > Cr^{2+} > Sn^{2+} > Zn^{2+}$ (Darmono, 1995).

Daya toksik logam berat terhadap organisme perairan dapat diketahui dengan mengukur LC50 (*Lethal Concentration*). Besarnya konsentrasi logam berat dalam air yang dapat membunuh hewan percobaan sebanyak 50% dalam waktu tertentu didefinisikan sebagai LC50. Biasanya waktu yang digunakan adalah 48 atau 96 jam. Semakin kecil nilai LC50, semakin besar sifat toksik logam beratnya (Hutagalung, 1984). Nilai LC50 logam timbal dalam tes bioasai 48 jam untuk ikan adalah 0.34 ppm dan untuk kerang sebesar 2.45 ppm (Waldichuk, 1974 dalam Darmono, 1995) dan nilai LC50 kadmium terhadap *Fundulus heteroclitus* (12-20 mm) 18.2 μ g/l (Lin dan Dunson, 1993 dalam EPA 2001).

Toksisitas timbal terhadap organisme akuatik berkurang dengan meningkatnya kesadahan dan kadar oksigen terlarut. Toksisitas timbal lebih rendah daripada kadmium (Cd), merkuri (Hg), dan tembaga (Cu) akan tetapi lebih toksik daripada kromium (Cr), mangan (Mn), barium (Ba), zinc (Zn), dan Besi (Fe) (Effendi, 2000). Batas maksimum timbal dalam makanan hasil laut yang ditetapkan

oleh Departemen Kesehatan RI sebesar 2,0 ppm. Konsumsi mingguan elemen ini yang direkomendasikan oleh WHO toleransinya bagi orang dewasa adalah 50 μ g/kg berat badan dan untuk bayi atau anak-anak 25 μ g/kg berat badan (Barchan dkk., 1998 dalam Suhendrayatna, 2001). Toksisitas kadmium dipengaruhi oleh pH dan kesadahan. Keberadaan zinc dan timbal dapat meningkatkan toksisitas kadmium. Untuk melindungi kehidupan pada ekosistem akuatik, kadar kadmium sebaiknya sekitar 0.0002 mg/l (Moore, 1991 dalam Effendi, 2000). Departemen Kesehatan RI menetapkan batas aman kadmium dalam makanan (ikan) sebesar 1.0 ppm. Menurut badan dunia FAO/WHO, konsumsi per minggu yang ditoleransikan bagi manusia adalah 400-500 μ g per orang atau 7 μ g per kg berat badan (Barchan dkk., 1998 dalam Suhendrayatna, 2001).

Pencemaran komoditas perairan oleh logam berat berkaitan erat dengan kesehatan manusia yang mengkonsumsi produk tersebut. Bahaya-bahaya yang disebabkan oleh logam-logam berat antara lain adalah : (1) Pb dapat menyebabkan gangguan biosintesis sel darah merah dan anemia, kenaikan tekanan darah, kerusakan ginjal dan otak serta gangguan sistem saraf (2) Cd dalam jangka pendek dapat menyebabkan mual-mual, kejang otot, muntah-muntah, gangguan panca indera, kerusakan hati dan gagal ginjal sedangkan dalam jangka panjang menyebabkan kerusakan tulang (EPA, 2005).

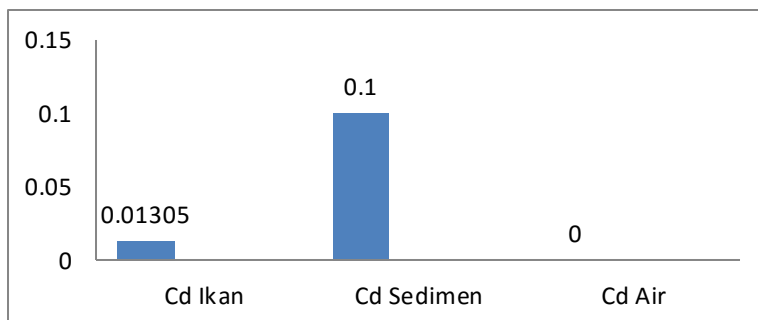
E. Kandungan Kadmium dan Timbal pada Sungai Jeneberang, Sungai Tallo dan Pantai Losari

1. Stasiun 1. Hulu Sungai Jeneberang

a. Kadmium (Cd)

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981). Faktor konsentrasi logam berat di air menentukan akumulasi logam berat dalam tubuh organisme. Air yang mengandung 10 ppm Cd bisa mengandung logam Cd sampai 113 ppm dalam tubuh organisme. Sedangkan jenis molluska bivalvia dapat mengakumulasi sampai 352 kali lebih tinggi dari kandungan logam Cd yang terdapat dalam mediana (Sorensen, 1991).

Hasil pengukuran kadar kadmium (Cd) pada stasiun 1 dapat dilihat pada Gambar 4.1. Pada Gambar 1 menunjukkan bahwa kandungan kadmium di hulu Sungai Jeneberang pada sampel ikan menunjukkan nilai 0.01305 mg/kg, kandungan kadmium pada sedimen kurang dari 0.1 mg/kg serta kandungan kadmium pada air sampel justru tidak ditemukan.

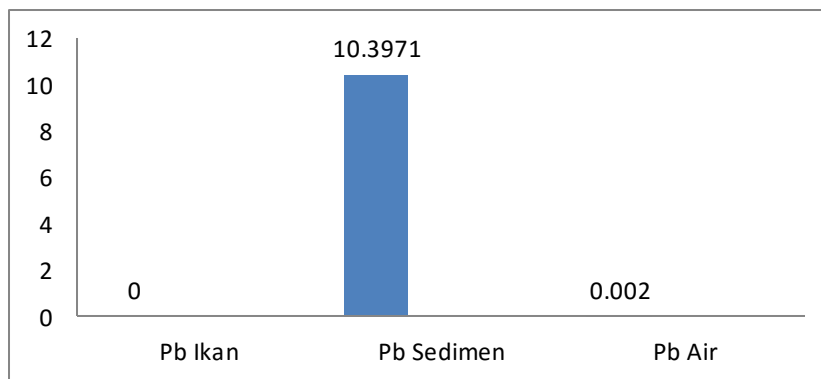


Gambar 4.1. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 1

b. Timbal (Pb)

Secara alami logam Pb dapat masuk ke badan perairan melalui pengkristalan logam Pb di udara dengan bantuan air hujan. Di samping itu, proses korosifikasi pada batuan mineral akibat hempasan gelombang dan angin, juga merupakan salah satu jalur sumber logam Pb yang akan masuk ke dalam badan perairan. (Palar, 1994). Perkins *dalam* Tetelepta (1990) menyatakan bahwa sumber-sumber air alami untuk masyarakat tidak boleh mengandung logam Pb lebih dari 0,05 mg/l (0,05 ppm), sedangkan WHO menetapkan batas logam Pb di dalam air sebesar 0,1 ppm.

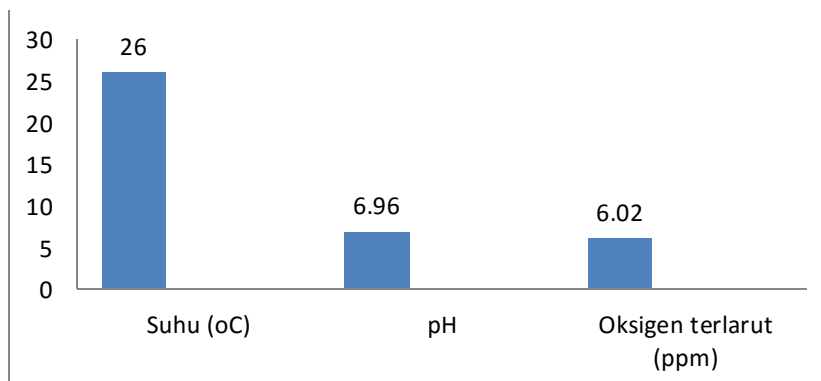
Kandungan timbal pada sampel ikan, sedimen dan air di lokasi penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.2. Timbal (Pb) pada ikan dibawah < 0.10 mg/kg, timbal pada tanah 10.3971 ppm Pb dalam air sebesar 0.002. Dengan demikian kandungan Pb dalam air pada stasiun 1 masih termasuk kategori belum berbahaya menurut Perkins *dalam* Tetelepta (1990) yaitu tidak boleh mengandung logam Pb lebih dari 0,05 ppm, demikian pula dengan WHO yang menetapkan batas logam Pb di dalam air sebesar 0,1 ppm.



Gambar 4.2. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 1

c. Kualitas Air

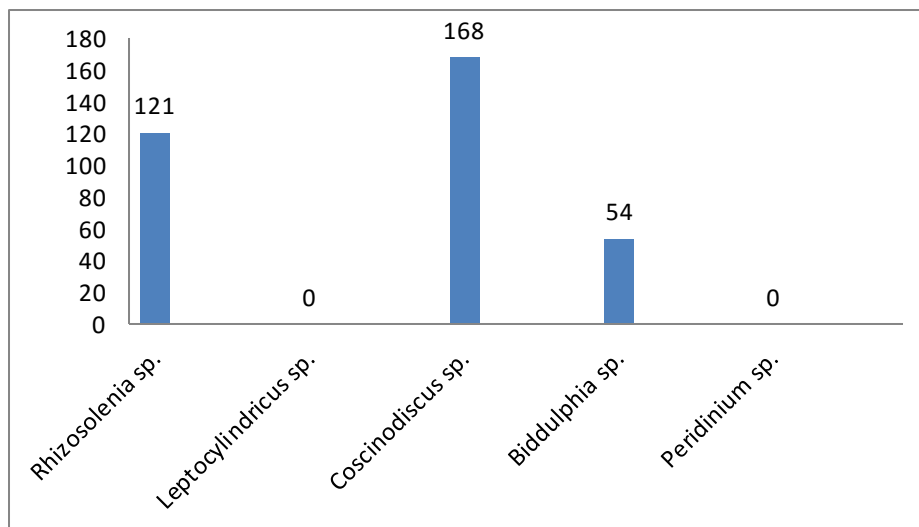
Kualitas air pada stasiun 1 yang merupakan lokasi dekat hulu Sungai Jeneberang dapat dilihat pada Gambar 4.3. Pada Gambar 3 menunjukkan kandungan suhu rata-rata perairan selama pengamatan sebesar 26°C, pH 6.96 dan oksigen terlarut 6.02 ppm. Kandungan kualitas air yang demikian masih memenuhi syarat untuk kehidupan organisme perairan.



Gambar 4.3. Kualitas Air pada Stasiun 1 Selama Pengamatan

d. Plankton

Pada Gambar 4.4 menunjukkan bahwa pada Stasiun 1 yaitu lokasi Hulu Sungai Jeneberang jenis fitoplankton didominasi oleh jenis *Coscinodiscus* sp., diikuti oleh jenis *Rhizosolenia* sp. dan jenis *Biddulphia* sp.

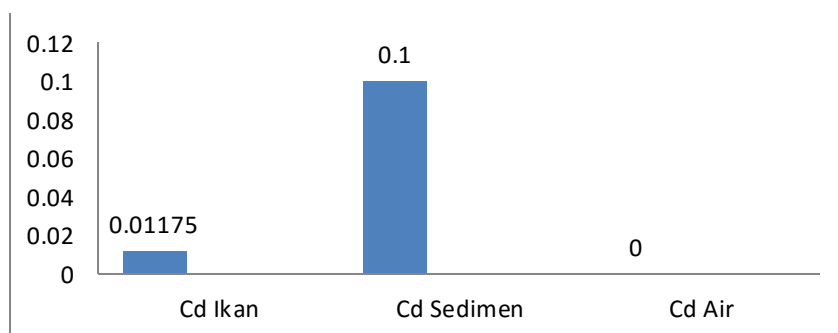


Gambar 4.4. Plankton pada Hulu Sungai Jeneberang

2. Stasiun 2. Bendungan Bili-bili

a. Kadmium (Cd)

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981). Kadmium pada lokasi penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.5. Kadmium (Cd) Ikan 0.01175 mg/kg, Cd tanah dibawah 0.10 mg/kg dan Cd air tidak ditemukan.

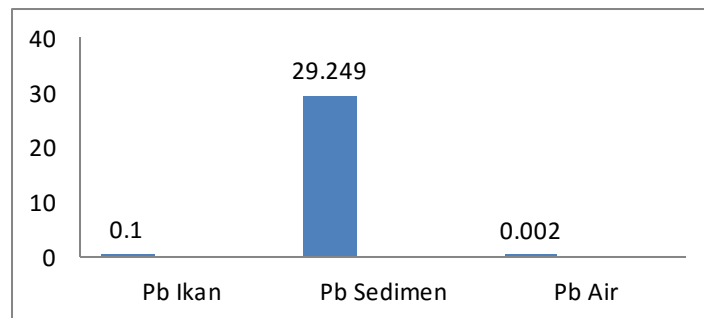


Gambar 4.5. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 2

Faktor konsentrasi logam berat di air menentukan akumulasi logam berat dalam tubuh organisme. Air yang mengandung 10 ppm Cd bisa mengandung logam Cd sampai 113 ppm dalam tubuh organisme. Sedangkan jenis molluska bivalvia dapat mengakumulasi sampai 352 kali lebih tinggi dari kandungan logam Cd yang terdapat dalam medianya (Sorensen, 1991).

b. Timbal (Pb)

Logam Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam. Dalam bahasa ilmiahnya dinamakan plumbum, dan logam ini di simbolkan dengan Pb. Penyebaran logam Pb di bumi sangat sedikit. Jumlah logam Pb yang terdapat di seluruh lapisan bumi hanyalah 0,0002 % dari jumlah seluruh kerak bumi. Jumlah ini sangat sedikit jika dibandingkan dengan jumlah kandungan logam berat lainnya yang ada di bumi (Palar, 1994). Kandungan timbal (Pb) ikan, sedimen dan air sampel pada stasiun 2 dapat dilihat pada Gambar 4.6.

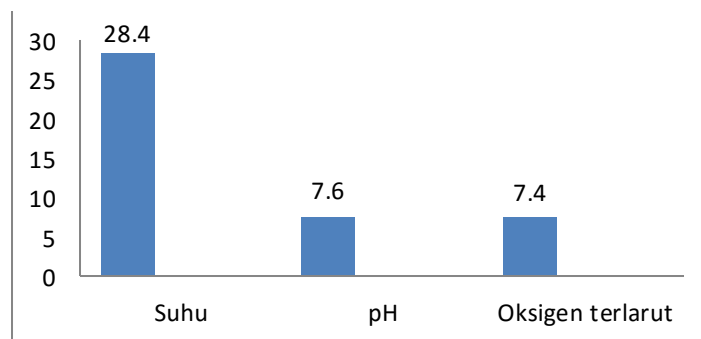


Gambar 4.6. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 2

Pada Gambar 4.6 menunjukkan kandungan Pb ikan sebesar 0.1 ppm, Pb sedimen sebesar 29.249 mg/kg dan Pb air sebesar 0.002 ppm. Perkins *dalam* Tetelepta (1990) menyatakan bahwa sumber-sumber air alami untuk masyarakat tidak boleh mengandung logam Pb lebih dari 0,05 ppm (0,05 ppm), sedangkan WHO menetapkan batas logam Pb di dalam air sebesar 0,1 ppm. Dengan demikian, kandungan Pb pada stasiun 2 belum masuk kategori yang membahayakan.

c. Kualitas Air

Kualitas air merupakan salah satu faktor penentu dalam kehidupan organisme perairan. Kualitas air yang tidak sesuai yang dibutuhkan organisme perairan akan menimbulkan berbagai permasalahan. Kualitas air pada stasiun 2 selama penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.7.

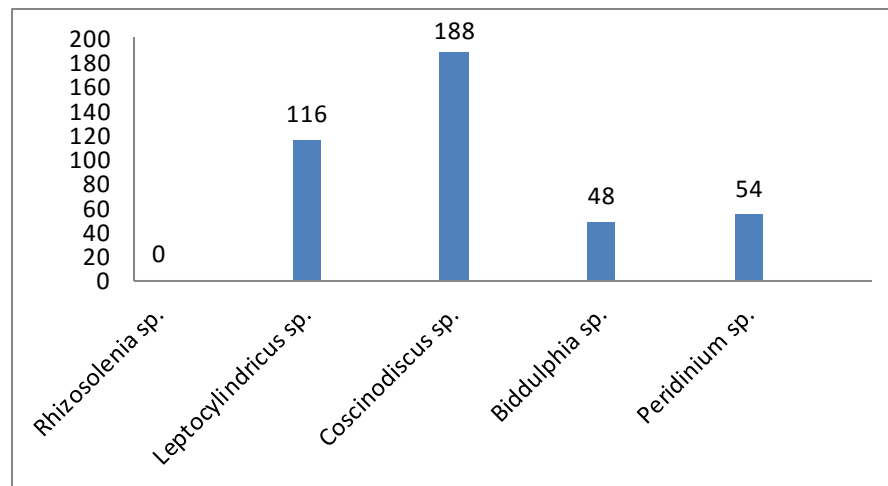


Gambar 4.7. Kualitas Air pada Stasiun 2 Selama Pengamatan

Pada Gambar 4.7 menunjukkan suhu perairan selama penelitian rata-rata sebesar 28.4⁰C , pH sebesar 7.6 dan oksigen terlarut sebesar 7.4 ppm. Nilai kualitas air pada stasiun 2 tersebut masih tergolong kualitas air yang sesuai dengan kebutuhan organisme perairan.

d. Plankton

Pada Gambar 8 menunjukkan jenis fitoplankton yang mendominasi pada stasiun 2 yaitu Bendungan Bili-bili adalah fitoplankton dari jenis *Coscinodiscus* sp., diikuti oleh jenis *Leptocylindricus* sp., *Peridinium* sp., dan jenis *Biddulphia* sp.



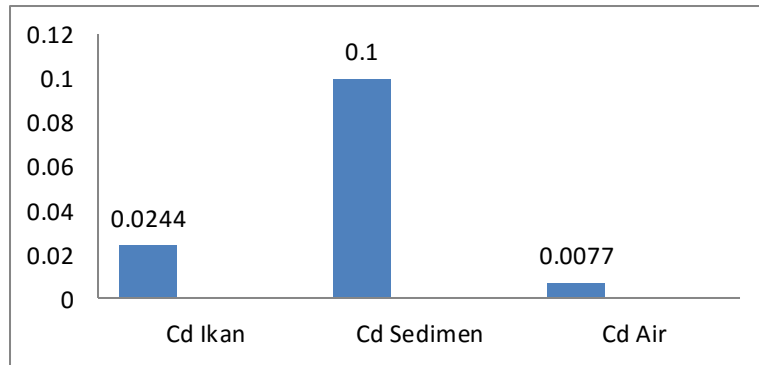
Gambar 4.8. Jenis Fitoplankton pada Stasiun 2 Bendungan Bili-Bili

3. Stasiun 3. Hulu Sungai Tallo

a. Kadmium (Cd)

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981).

Kandungan Cd pada lokasi penelitian yaitu stasiun 3 yang merupakan lokasi di hulu Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.9.



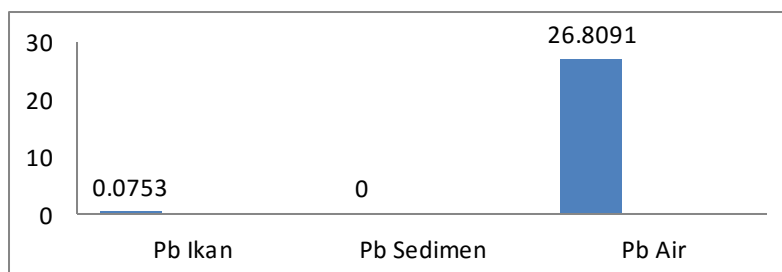
Gambar 4.9. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 3

Pada Gambar 4.9 menunjukkan kandungan kadmium pada ikan sampel sebesar 0.0244 mg/kg, sedimen dibawah 0.10 mg/kg dan kandungan kadmium air sampel sebesar 0.0077 ppm. Faktor konsentrasi logam berat di air menentukan akumulasi logam berat dalam tubuh organisme. Air yang mengandung 10 ppm Cd bisa mengandung logam Cd sampai 113 ppm dalam tubuh organisme. Sedangkan jenis molluska bivalvia dapat mengakumulasi sampai 352 kali lebih tinggi dari kandungan logam Cd yang terdapat dalam medianya (Sorensen, 1991).

b. Timbal (Pb)

Secara alami logam Pb dapat masuk ke badan perairan melalui pengkristalan logam Pb di udara dengan bantuan air hujan. Di samping itu, proses korosifikasi pada batuan mineral akibat hempasan gelombang dan angin, juga merupakan salah satu jalur sumber logam Pb yang akan masuk ke dalam badan perairan. (Palar, 1994). Perkins *dalam* Tetelepta (1990) menyatakan bahwa sumber-sumber air alami untuk masyarakat tidak boleh mengandung logam Pb lebih dari 0,05 ppm, sedangkan WHO menetapkan batas logam Pb di dalam air sebesar 0,1 mg/l.

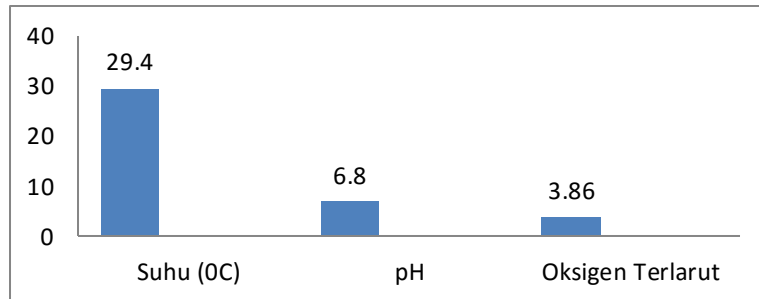
Kandungan Timbal pada stasiun 3 yang merupakan lokasi penelitian di hulu Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 10. Pada Gambar 4.10 menunjukkan nilai kadar Pb pada ikan sampel sebesar 0.0753 mg/kg.



Gambar 4.10. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 3

c. Kualitas Air

Kualitas air memegang peranan penting bagi kehidupan organisme perairan. Kualitas air pada lokasi penelitian yaitu stasiun 3 di bagian Hulu Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.11.

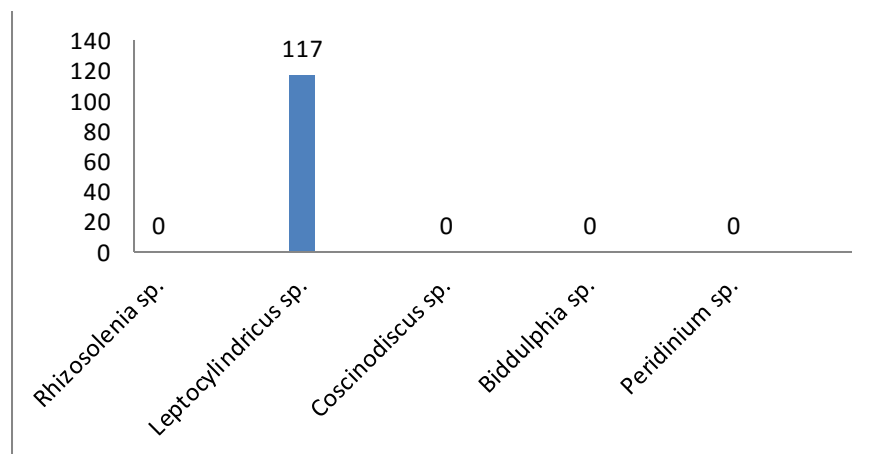


Gambar 4.11. Kualitas Air pada Stasiun 3 Selama Pengamatan

Pada stasiun 3 menunjukkan bahwa kualitas air di stasiun 3 yaitu Hulu Sungai Tallo terlihat bahwa suhu perairan masih dalam kondisi yang sesuai dengan kehidupan organisme perairan. Namun pH air sudah tergolong rendah karena di bawah 7. Demikian pula dengan kandungan oksigen terlarut dengan nilai 3.86 menunjukkan nilai oksigen yang kurang sesuai dengan kebutuhan organisme perairan, apalagi pengukuran dilakukan pada saat pagi hari.

d. Plankton

Pada Gambar 4.12 menunjukkan jenis plankton khususnya fitoplankton pada stasiun 3 yaitu Hulu Sungai Tallo hanya ditemukan fitoplankton jenis *Leptocylindricus* sp.

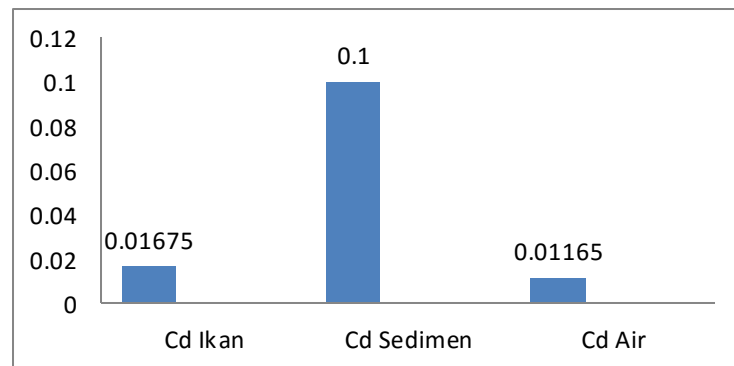


Gambar 4.12. Plankton pada Stasiun 3 lokasi Hulu Sungai Tallo

4. Stasiun 4. Jembatan Tallo

a. Kadmium (Cd)

Semakin tinggi kandungan logam Cd dalam perairan, umumnya semakin banyak terakumulasi pada tubuh organisme air. Dengan demikian kemungkinan terjadinya keracunan terhadap organisme air yang bersangkutan maupun kerusakan lingkungan adalah semakin besar (Laws, 1981). Kandungan kadmium (Cd) di lokasi penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.13.

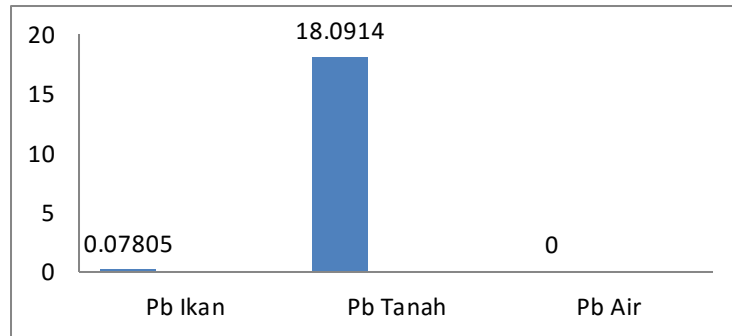


Gambar 4.13. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 4

Kandungan Kadmium sampel ikan pada lokasi penelitian di stasiun 4 yaitu Jembatan Tallo menunjukkan nilai 0.01675 mg/kg, kadmium sedimen dibawah 0.1 mg/kg dan kadmium air sebesar 0.01165 ppm. Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004 nilai kadmium air maksimum 0.01 ppm, kadmium biota maksimum 0.001 mg/kg. Dengan demikian, kandungan kadmium pada air telah memenuhi kandungan maksimum, sedangkan kadmium untuk biota ikan sudah melebihi kandungan kadmium yang dipersyaratkan yaitu 0.01675 lebih besar dari 0.001 mg/kg. Hal ini berarti bahwa pada stasiun ini sudah tercemar logam berat kadmium.

b. Timbal (Pb)

Logam Timbal atau dalam keseharian lebih dikenal dengan nama timah hitam. Dalam bahasa ilmiahnya dinamakan plumbum, dan logam ini di simbolkan dengan Pb. Penyebaran logam Pb di bumi sangat sedikit. Jumlah logam Pb yang terdapat di seluruh lapisan bumi hanyalah 0,0002 % dari jumlah seluruh kerak bumi. Jumlah ini sangat sedikit jika dibandingkan dengan jumlah kandungan logam berat lainnya yang ada di bumi (Palar, 1994). Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 4 yaitu sekitar Jembatan Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.14.

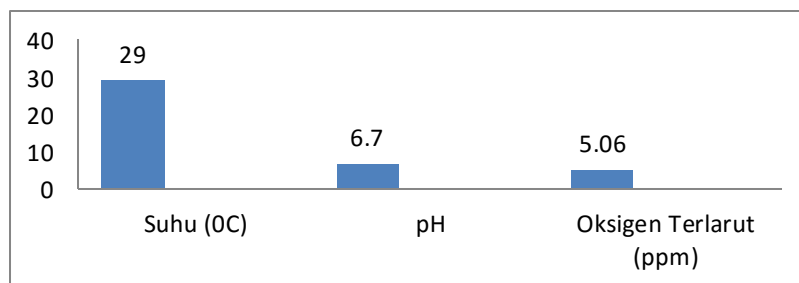


Gambar 4.14. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 4

Pada Gambar 4.14 menunjukkan kandungan timbal (Pb) pada stasiun 4, khususnya pada ikan sebesar 0.07805 mg/kg, kandungan timbal pada sedimen sebesar 18.0914 mg/kg dan tidak ditemukan logam berat timbal pada air. Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian, kandungan timbal pada di stasiun ini masih baik, tetapi kandungan timbal pada biota ikan sudah sangat tinggi sebesar 0.07805 jauh lebih tinggi dari yang dipersyaratkan yaitu sebesar 0.008 ppm.

c. Kualitas Air

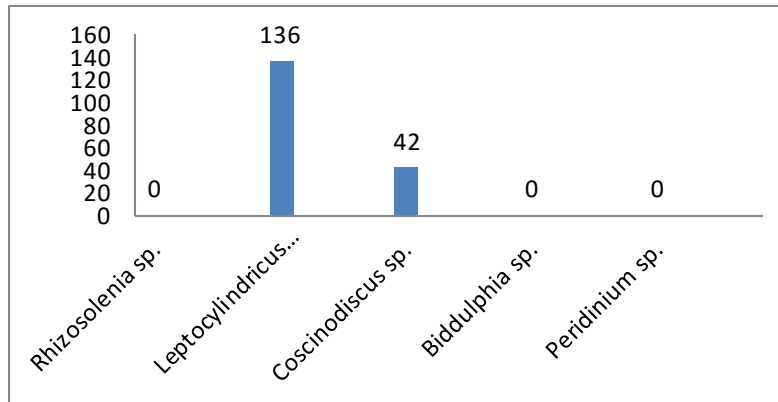
Kualitas air selama penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.15. Pada Gambar 4.15 menunjukkan nilai rata-rata suhu air di lokasi penelitian yaitu di stasiun 4 Jembatan Tallo sebesar 29°C, pH sebesar 6.7 dan oksigen terlarut sebesar 5.06 ppm. Kondisi kualitas air ini cenderung masih baik untuk kehidupan organisme perairan, kecuali pH sedikit agak rendah karena dibawah nilai 7.



Gambar 4.15. Kualitas Air pada Stasiun 4 Selama Pengamatan

d. Plankton

Pada Gambar 4.16 menunjukkan bahwa jenis fitoplankton pada stasiun 4 didominasi oleh jenis fitoplankton *Leptocylindricus* sp. dan fitoplankton jenis *Coscinodiscus* sp.

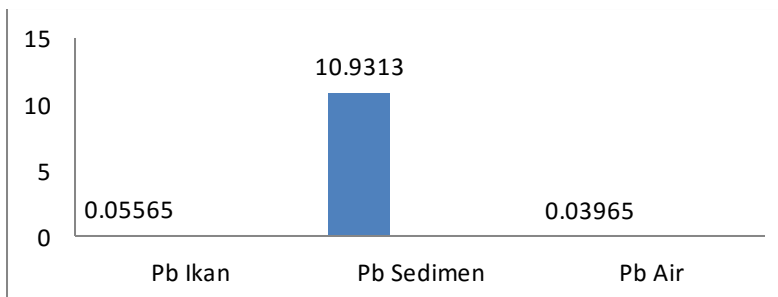


Gambar 4.16. Plankton pada Stasiun 4. Jembatan Tallo

5. Stasiun 5. Hutan Mangrove

a. Timbal (Pb)

Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 5 yaitu lokasi di sekitar hutan mangrove dapat dilihat pada Gambar 4.17. Pada Gambar 4.17 menunjukkan kandungan timbal pada ikan sebesar 0.05565, timbal pada sedimen 10.9313 mg/kg, dan timbal pada air sebesar 0.03965 ppm.



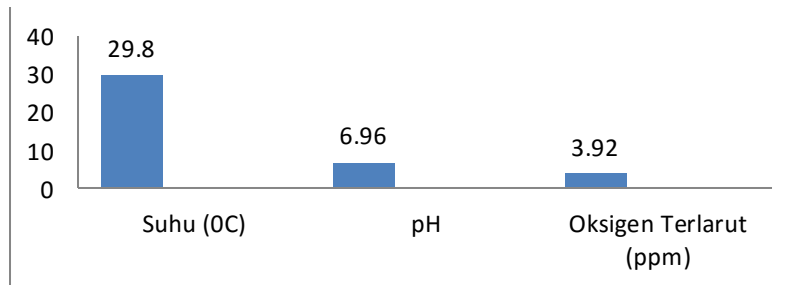
Gambar 4.17. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 5

Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian, kandungan timbal pada stasiun 5 khususnya pada biota ikan sudah melewati ambang maksimum yang dipersyaratkan yaitu sebesar 0.05565 dan lebih besar dari 0.008 mg/kg. Sedangkan untuk kandungan timbal pada air belum melebihi ambang maksimum yang dipersyaratkan sebesar 0.03965 dan yang dipersyaratkan maksimum 0.05 ppm.

b. Kualitas Air

Kualitas air pada stasiun 5 yaitu lokasi di sekitar hutan mangrove dapat dilihat pada Gambar 14. Pada Gambar 4.18 menunjukkan rata-rata suhu air di lokasi pengamatan sebesar 29.8 °C, pH sebesar 6.96 dan oksigen terlarut 3.92 ppm. Kualitas air di lokasi penelitian ini

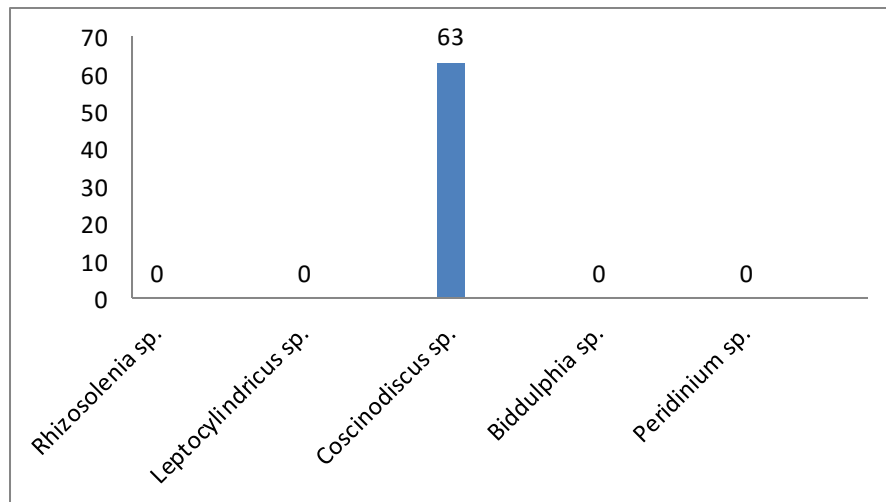
menunjukkan bahwa untuk suhu perairan masih berada pada kisaran yang disyaratkan, demikian pula dengan pH air masih rendah karena pH yang dipersyaratkan Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004 adalah 7-8.5, selanjutnya, oksigen terlarut tergolong rendah untuk kebutuhan organisme hidup karena kurang dari 5 ppm.



Gambar 4.18. Kualitas Air pada Stasiun 5 Selama Pengamatan

c. Plankton

Pada Gambar 4.19 menunjukkan jenis fitoplankton yang mendominasi pada stasiun 5 yaitu daerah hutan mangrove yaitu *Coscinodiscus* sp.

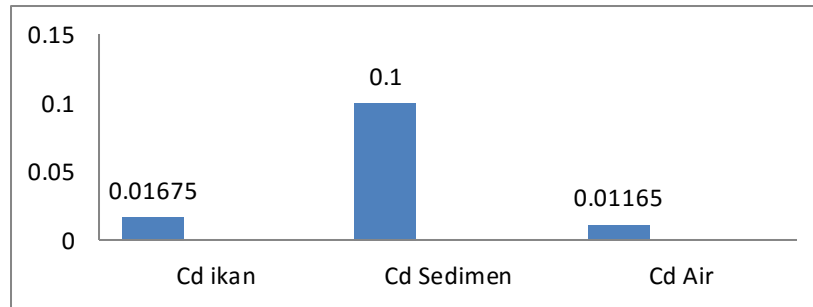


Gambar 4.19. Jenis Plankton pada Stasiun 5. Hutan Mangrove Sekitar Muara Sungai Tallo

6. Stasiun 6. Muara Sungai Tallo

a. Kadmium (Cd)

Kandungan kadmium (Cd) di lokasi penelitian yaitu stasiun 6 berupa muara Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.20.

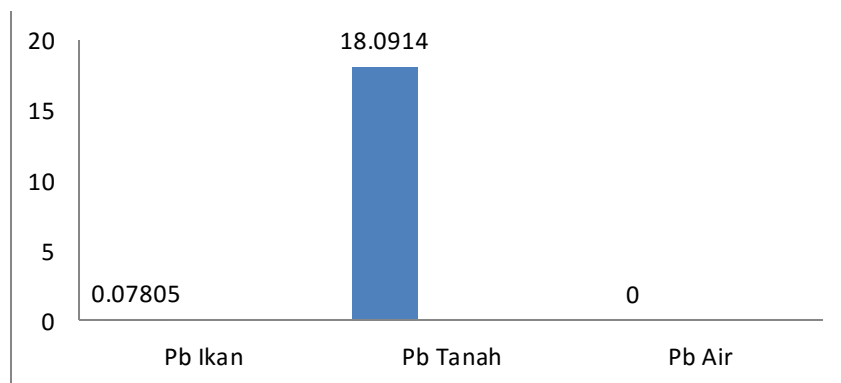


Gambar 4.20. Kandungan kadmium (Cd) Sampel Stasiun 6

Pada stasiun 20 menunjukkan kandungan kadmium pada ikan sebesar 0.01675, kadmium pada sedimen dibawah 0.1 mg/kg, dan kadmium pada air sebesar 0.01165 ppm. Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan kadmium maksimum untuk air laut adalah 0.01 ppm dan hal ini berarti kandungan kadmium air laut di stasiun 6 sudah memasuki ambang batas maksimum.

b. Timbal (Pb)

Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 6 selama penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.21. Pada Gambar 4.21 menunjukkan kandungan timbal ikan sebesar 0.07805 mg/kg, timbal sedimen sebesar 18.0914 dan timbal pada air tidak ditemukan. Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian dapat dikatakan kandungan timbal air masih memenuhi persyaratan, tetapi kandungan timbal pada ikan telah melebihi ambang batas yang dipersyaratkan.

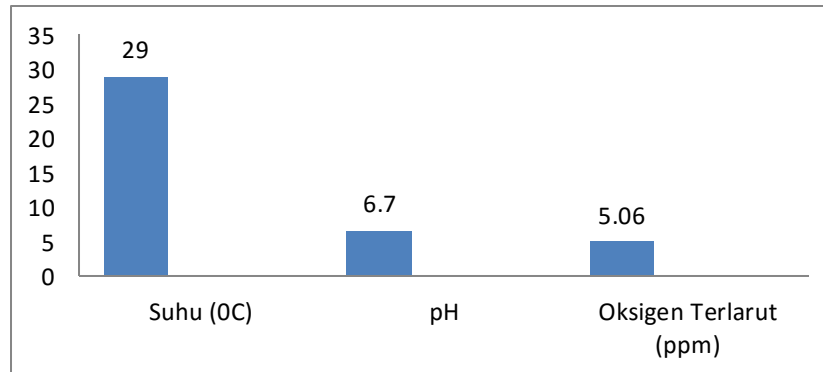


Gambar 4.21. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 6

c. Kualitas Air

Kualitas air pada stasiun 6 yaitu Muara Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.22. Pada Gambar 4.22 menunjukkan nilai rata-rata suhu perairan sebesar 29°C, pH 6.7 dan oksigen

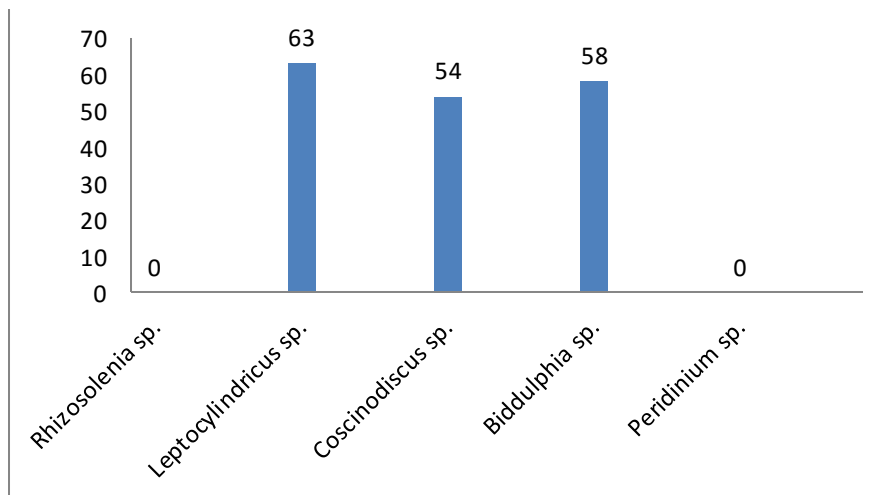
terlarut 5.06. Dengan demikian kualitas air pada stasiun ini masih tergolong baik dan sesuai kebutuhan organisme perairan, kecuali pH sedikit agak masam karena masih dibawah 7.



Gambar 4.22. Kualitas Air pada Stasiun 6 Selama Pengamatan

d. Plankton

Pada stasiun 6 jenis fitoplankton didominasi oleh jenis *Leptocylindricus* sp., diikuti oleh jenis *Biddulphia* sp., dan jenis *Coscinodiscus* sp.

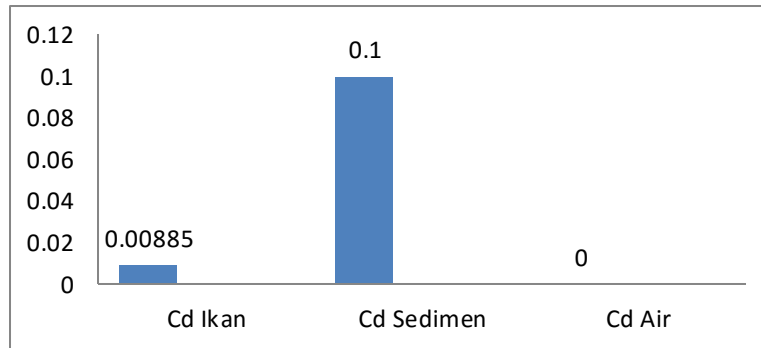


Gambar 23. Plankton pada Stasiun 6. Muara Sungai Tallo

7. Stasiun 7. Jembatan Kembar Sungguminasa

a. Kadmium (Cd)

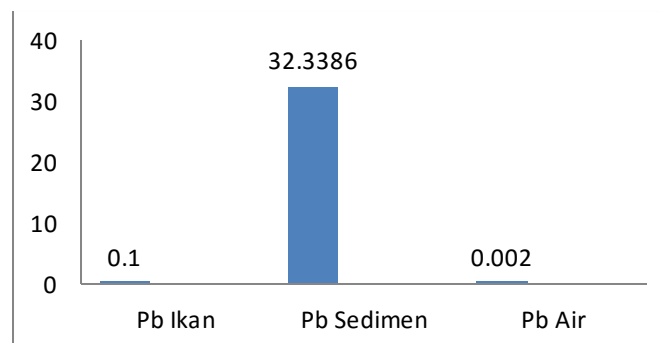
Kandungan kadmium (Cd) pada stasiun 7 yaitu Jembatan Kembar Sungguminasa kabupaten Gowa dapat dilihat pada Gambar 4.24. Pada Gambar 4.24 menunjukkan bahwa kandungan kadmium pada stasiun 7 khususnya kadmium ikan sebesar 0.00885 mg/kg, kadmium sedimen kurang dari 0.1 mg/kg dan kadmium air juga tidak ditemukan.



Gambar 4.24. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 7

b. Timbal (Pb)

Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 7 yaitu lokasi di Jembatan Kembar Sungguminasa Kabupaten Gowa dapat dilihat pada Gambar 4.25. Kandungan timbal (Pb) Sampel Stasiun 7 menunjukkan nilai timbal pada ikan sebesar 0.1 mg/kg, timbal pada sedimen sebesar 32.3386 mg/kg dan timbal air sebesar 0.002 ppm.

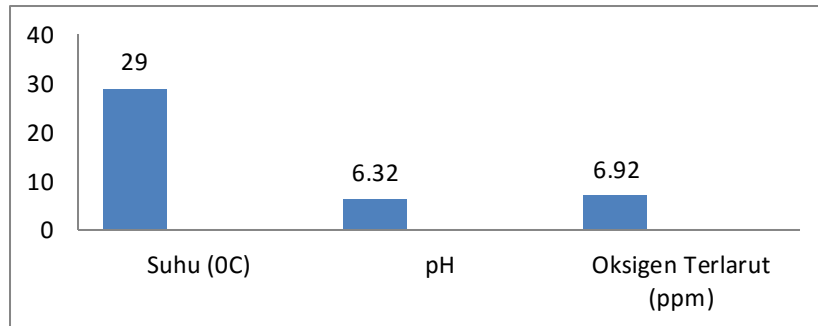


Gambar 4.25. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 7

Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa untuk stasiun 7 yaitu Jembatan Kembar Sungguminasa Kabupaten Gowa kandungan timbal pada ikan sudah melebihi ambang batas yang dipersyaratkan, namun timbal air masih dalam batas yang belum membahayakan.

c. Kualitas Air

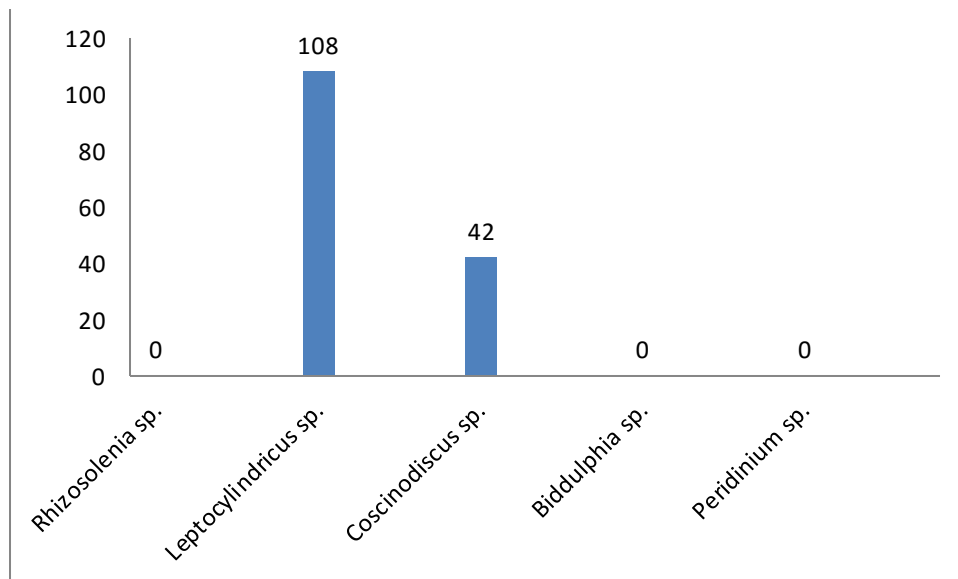
Kualitas air pada stasiun 7 yaitu Jembatan Kembar Sungguminasa Kabupaten Gowa dapat dilihat pada Gambar 4.26. Berdasarkan Gambar 4.26 menunjukkan nilai rata-rata suhu sebesar 29°C, pH air sebesar 6.32 dan oksigen terlarut sebesar 6.92 ppm. Dengan demikian dari ketiga parameter kualitas air tersebut, maka hanya nilai pH air yang belum memenuhi persyaratan karena masih dibawah 7.



Gambar 4.26. Kualitas Air pada Stasiun 7

d. Plankton

Kondisi plankton pada stasiun Jembatan Kembar Sungguminasa Kabupaten Gowa selama penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.27.

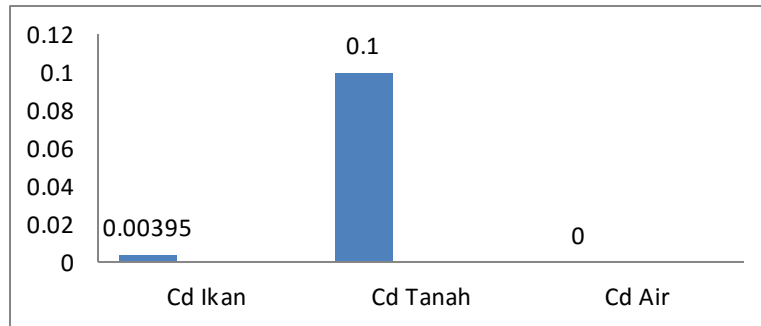


Gambar 4.27. Plankton pada Stasiun Jembatan Kembar Sungguminasa

8. Stasiun 8. Muara Sungai Jeneberang

a. Kadmium (Cd)

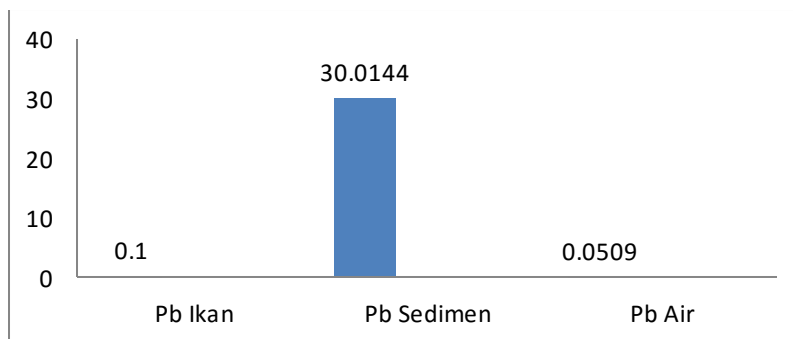
Kandungan kadmium pada stasiun 8 yaitu muara Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.28. Berdasarkan Gambar 4.28 menunjukkan nilai logam berat kadmium pada ikan sebesar 0.00395 mg/kg, kadmium sedimen sebesar kurang dari 0.1 mg/kg dan tidak ditemukan kadmium pada air.



Gambar 4.28. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 8

b. Timbal (Pb)

Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 8 yaitu sekitar muara Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.29. Pada Gambar 4.29 menunjukkan nilai kandungan timbal pada ikan sebesar 0.1 mg/kg, kandungan timbal sedimen sebesar 30.0144 mg/kg dan kandungan timbal air sebesar 0.0509 ppm.

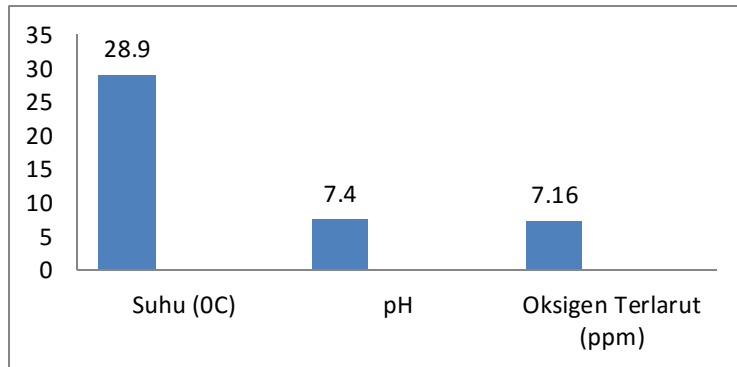


Gambar 4.29. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 8

Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa kandungan timbal biota ikan sudah berada diatas ambang batas yang dipersyaratkan yaitu 0.1 mg/kg jauh melampaui batas maksimum yaitu hanya 0.008 mg/kg. Demikian pula kandungan timbal pada air sudah berada pada ambang batas maksimum yaitu 0.05 ppm.

c. Kualitas Air

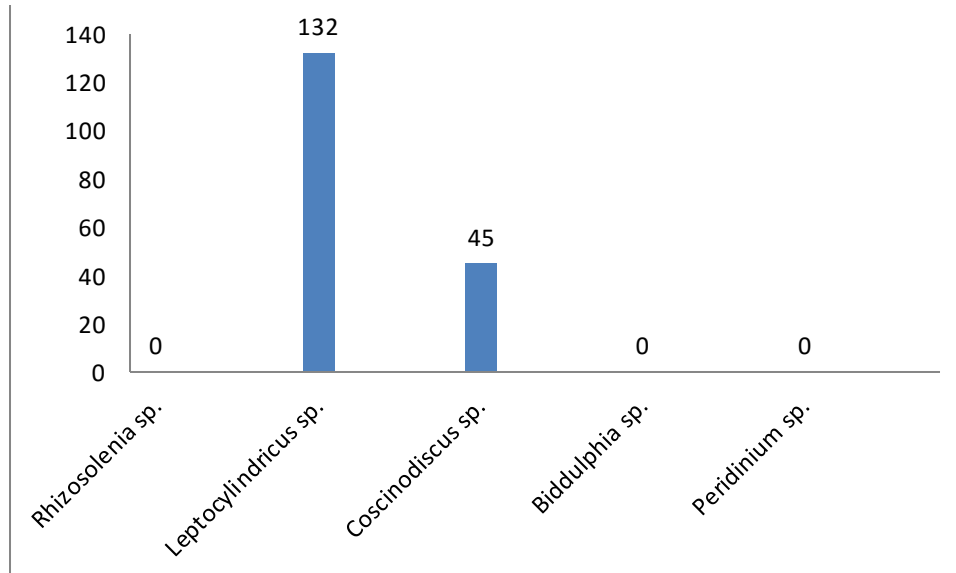
Kualitas air pada stasiun 8 yaitu Muara Sungai Tallo dapat dilihat pada Gambar 4.30. Pada Gambar 4.30 menunjukkan bahwa kualitas air di stasiun 8 yaitu muara Sungai Tallo pada parameter suhu yaitu 28.9°C, pH air sebesar 7.4, dan oksigen terlarut sebesar 7.16. dengan demikian semua parameter yang dimaksud masih berada pada kisaran yang dipersyaratkan untuk kehidupan organisme perairan.



Gambar 4.30. Kualitas Air Sampel pada Stasiun 8

d. Plankton

Pada Gambar 4.31 menunjukkan bahwa pada stasiun 8 yaitu lokasi Muara Sungai Jeneberang jenis fitoplankton didominasi oleh *Leptocylindricus* sp. dan jenis *Coscinodiscus* sp.

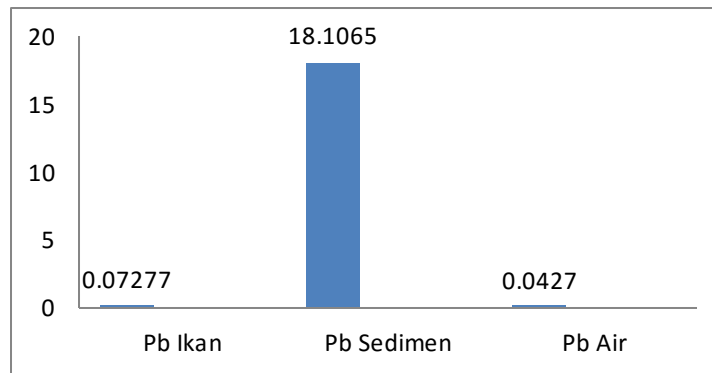


Gambar 4.31. Plankton pada Stasiun Muara Sungai Jeneberang

9. Stasiun 9. Pelabuhan Soekarno/Pelabuhan Paotere

a. Timbal (Pb)

Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 9 yaitu di sekitar Pelabuhan Paotere/Soekarno Hatta dapat dilihat pada Gambar 4.32. Pada Gambar 32 menunjukkan kandungan logam berat timbal (Pb) pada ikan sebesar 0.07277 mg/kg, kandungan timbal sedimen sebesar 18.1065 dan kandungan timbal air sebesar 0.0427 ppm.

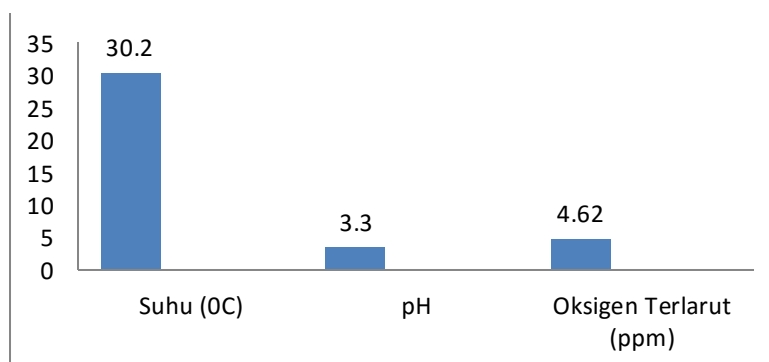


Gambar 4.32. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 9

Menurut Kepmen Negara Lingkungan Hidup No. 51 Tahun 2004, kandungan timbal air maksimum 0.05 ppm, timbal pada biota maksimum 0.008 ppm. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa kandungan timbal pada air masih berada dibawah ambang batas maksimum yang dipersyaratkan, tetapi kandungan timbal ikan jauh melampaui batas maksimum yang dipersyaratkan.

b. Kualitas Air

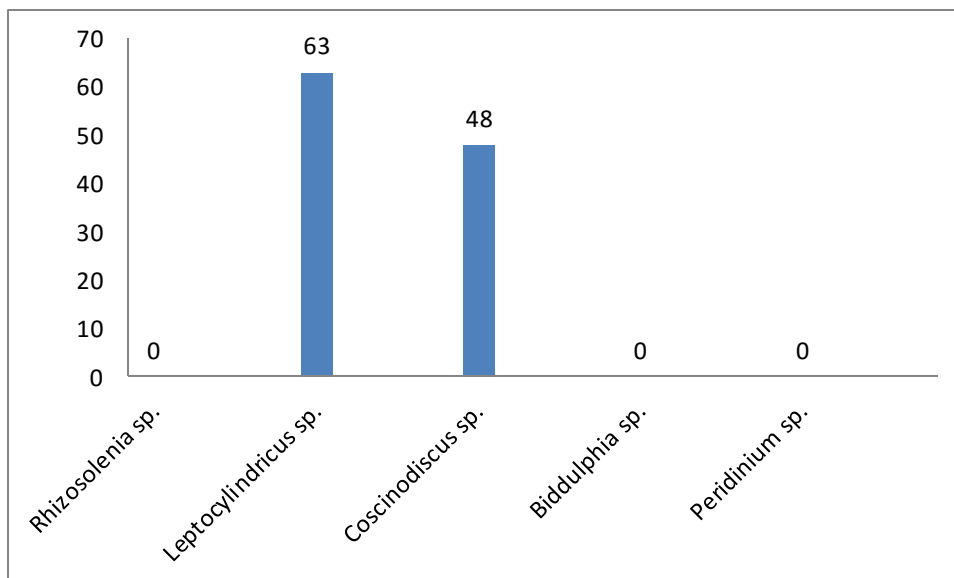
Kualitas air pada stasiun 9 yaitu lokasi yang berada di sekitar muara Sungai Tallo menunjukkan nilai rata-rata suhu sebesar 30.2°C, pH sebesar 3.3, dan oksigen terlarut sebesar 4.62 ppm. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa untuk parameter suhu sudah memenuhi persyaratan yang dikehendaki organisme perairan, tetapi nilai pH bersifat asam dan belum memenuhi persyaratan yang diharapkan organisme perairan. Demikian pula dengan oksigen terlarut masih tergolong rendah karena dibawah 5 ppm.



Gambar 33. Kualitas Air Sampel pada Stasiun 9

c. Plankton

Pada Gambar 4.34 menunjukkan bahwa pada stasiun 9 yaitu lokasi Muara Sungai Jeneberang jenis fitoplankton didominasi oleh *Leptocylindricus* sp. dan jenis *Coscinodiscus* sp.

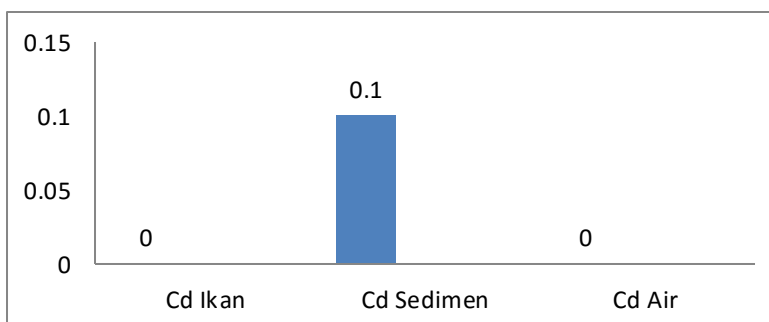


Gambar 4.34. Plankton Lokasi Stasiun 9

10. Stasiun 10. Pantai Losari/Tanjung Bayang

a. Kadmium (Cd)

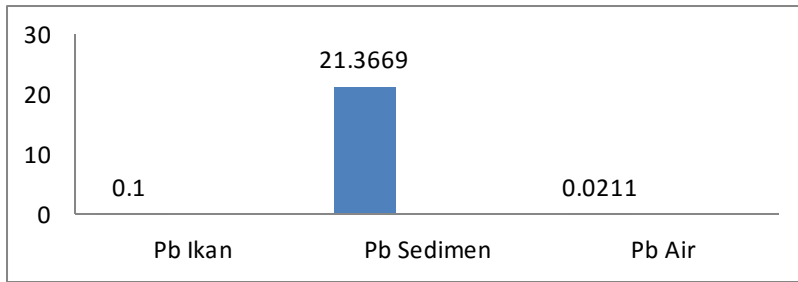
Kandungan kadmium stasiun 10 yang merupakan lokasi di sekitar Tanjung Bayang (Pantai Losari) dapat dilihat pada Gambar 4.35. Berdasarkan Gambar 4.35 menunjukkan kandungan logam berat kadmium pada ikan tidak ditemukan, kandungan kadmium sedimen berada dibawah nilai 0.1 mg/kg, demikian pula kadmium air tidak ditemukan.



Gambar 4.35. Kandungan Kadmium (Cd) Sampel Stasiun 10

b. Timbal (Pb)

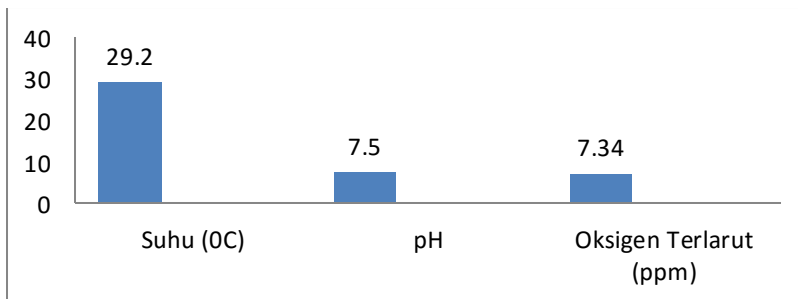
Kandungan timbal (Pb) pada stasiun 10 yaitu sekitar Tanjung Bayang (Pantai Losasi) dapat dilihat pada Gambar 4.36. Pada Gambar 4.36 menunjukkan timbal pada ikan sebesar 0.1 mg/kg, timbal sedimen sebesar 21.3669 mg/kg dan timbal air sebesar 0.0211 ppm.



Gambar 4.36. Kandungan Timbal (Pb) Sampel Stasiun 10

c. Kualitas Air

Kandungan kualitas air pada stasiun 10 yaitu lokasi di sekitar Tanjung Bayang (Pantai Losari) menunjukkan nilai suhu rata-rata sebesar 29.2°C , pH air sebesar 7.5 dan oksigen terlarut sebesar 7.34 ppm. Semua nilai parameter kualitas air ini masih berada pada kisaran yang dipersyaratkan bagi kehidupan organisme.



Gambar 4.37. Kualitas Air Sampel pada Stasiun 10

PUSTAKA

- Aiyen. 2004. *Importance of Root Growth Parameters to Cd and Zn Acquisition by Nonhyperaccumulator and hyperaccumulator Plants*. Dissertation University of Hohenheim, Institute of Plants Nutrition, Verlag Graner- Meuren-Stutgard.
- Akil, S. 2002. Kebijakan Kimpraswil Dalam Rangka Percepatan Pembangunan Kelautan dan Perikanan. Makalah Rapat Koordinasi Nasional Departemen Kelautan dan perikanan Tahun 2002. Jakarta.
- Alamsyah, R. B. 1999. Kebijakan, strategi, dan program Pengendalian Pencemaran Dalam Pengelolaan pesisir dan laut. Prosiding Seminar Sehari Teknologi dan Pengelolaan Kualitas Lingkungan Pesisir dan Laut, Bandung : Jurusan Teknologi Lingkungan ITB, Bandung
- Alcala, A. C. 1979. Ecological Notes on Rabbitfishes (Family Siganidae) and Certain Economically Important Marine Animals in Southeastern Negros and Environs. Philippines. Silliman J. 26: 115-133
- Akbar, H. S. 2002. Pendugaan Tingkat Akumulasi Logam Berat Cd, Pb, Cu, Zn, dan Ni pada Kerang Hijau (*Perna viridis L.*) ukuran >5 cm di Perairan Kamal Muara, Teluk Jakarta. Skripsi. Bogor: Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor.
- Anggraeni, I. 2002. Kualitas Air Perairan Laut Teluk Jakarta selama Periode 1996-2002. Skripsi. Bogor: Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor.
- Anna, S. 1999. Analisis Kualitas Lingkungan Perairan Teluk Jakarta. Tesis. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor.
- AMAP. 1997. Forurensning i Arktis – Tilstandsrapport om det arktiske miljø [Pollution in the Arctic – Report on the present state of the Arctic environment]. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- 1998. Assessment report: Arctic pollution issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- 2002. Arctic Pollution 2002. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- Amin, B. 2002. Distribusi Logam Berat Pb, Cu dan Zn pada Sedimen di perairan Telaga Tujuh Karimun Kepulauan Riau. Jurnal Natur Indonesia. Vol. 5 : 9-16
- Anonim. 1995. Kumpulan serta Metode Pengujian Mutu Hasil Perikanan. Dirjen perikanan, Direktorat Bina Usaha Tani dan Pengolahan Hasil. Jakarta
- 1997. Akumulasi Logam berat pada Manusia. Medika Jakarta 9 (23) : 834

- 2016. Pentingnya Pengelolaan Wilayah Pesisir dan Laut.
<http://repository.ut.ac.id/4165/1/MMPI5104-M1.pdf>
- Pentingnya Pengelolaan Wilayah Pesisir dan Laut. Modul 1. MMP15104/Modul 1.
- Arifin, Z. 2001. *Heavy Metal Pollution in Sediments of Coastal Waters of Indonesia*. In Proceeding Fifth IOC/WESTPAC. International Scientific Symposium : 27-31 August 2001. Soul Korea.
- Arisandi, P. 2005. Mangrove Surabaya east coast, the forgotten forest. Lembaga Kajian Ekologi dan Konservasi Lahan Basah.
- Asdak, C. 1995. Hidrologi dan Pengelolaan daerah Aliran Sungai. Gadjah Mada University Press, Bulaksumur Yogyakarta.
- Asosiasi Pemeritah Kabupaten Seluruh Indonesia (APAKASI). 2001. Permasalahan dan Isu Pengelolaan dan Pemanfaatan Pesisir Di Daerah.
<http://aplikasi.or.id/modules.php?name=news&files=article&sid=106>.
- Azkab, M. H. 1988. Pertumbuhan dan Produksi Lamun, *Thalassia hemprichii* di Rataan Terumbu Karang Pulau Pari, Kepulauan Seribu. LIPI. Jakarta
- Bahyus, S. 1999. Analisis kandungan Logam Berat Timbal (Pb) dan Zeng (Zn) pada Sedimen Laut di perairan Muara Sungai Jeneberang Kotamadya Ujung Pandang. Skripsi. Tidak diterbitkan. Makassar. Fakultas matematika dan Ilmu pengetahuan Alam. Universitas hasanuddin. Ujung Pandang.
- Baker, A.J.M., S.P., McGrath, S.P., R.D. Reeves, J.A.C. Smith. 2000. *Metal Hyperaccumulator Plants : A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-pollute soils in phytoremediation of contaminated soil and water*, N Terry and G.Banuelos (Eds) Lewis Publisher, Boca Raton, FL, USA.
- Baksir, A.R., M.R. Lessy., dan L.Q. Konoras. 2003. Analisis Kandungan Logam Berat Timbal di Pesisir Pantai Kota Ternate. Jurnal Sorihi. Vol. II No. 1 : 20-28
- Bangun, J. M. 2005. Kandungan logam berat timbal (pb) dan kadmium (cd) dalam air, sedimen dan organ tubuh ikan sokang (*triacanthus nieuhofi*). Di perairan ancol, teluk Jakarta. Skripsi. Departemen Manajemen Sumberdaya Peraira. Fakultas perikanan dan ilmu kelautan institut pertanian bogor. Bogor.
- Barnes, R.S.K. 1974. The Invertebrates. Black Well Scientific Publication. Oxford, London
- Bengen, D.G. 2004. Pedoman teknis pengelolaan ekosistem mangrove. Pusat Kajian Sumberdaya Pesisir dan Lautan. Institut Pertanian Bogor. Bogor.

- Boyd, C.E. 1982. Water Quality Management for Pond Fish Culture. Elsevier Scientific Publishing Company, New York.
- Biliana Cincin-Sain dan Robert W. Knecht. 1998. Integrated Coastal and Ocean Management Concepts dan Practices. Island Press. Washington, DC.
- Briggs, G.G., Bromilow, R.H., Evans, A.A. 1982. *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley*. Pestic. Sci. 13: 405-504.
- Charles, A.T. (2001). Sustainable Fishery Systems. London, UK: Blackwell Sciences.
- Clark, R.B. 1985. *Marine Pollution*. Clarendon Press, Oxford
- 1986. Biological Causes and Effect of paralytic Shellfish. Poisoning. The lancet (7571) : 770-772
- J.R. 1995. Coastal Zone Management. HANDBOOK. Lewis Publishers Washington D.C. 694p.
- Connell, D.W., dan Miller, G.J. 1985. Kimia dan Ekotoksikologi Pencemaran.
- Connell DW dan G.J Miller. 1995. Kimia dan Ekotoksikologi Pencemaran. Yanti Koestoer, penerjemah; Sahati, pendamping. Jakarta: Penerbit Universitas Indonesia (UI-Press). Terjemahan dari: *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. 520 hal.
- Cotton, A.F. dan G. Wilkinson. 1989. Kimia Organik Dasar. UI Press, jakarta
- Coztanza, R. 1991. Ecological economics: The Science and Management of Sustainability. Columbia University Press. New York.
- Dahuri, R., J. Rais., S.P. Ginting., dan M.J. Sitepu. 2001. Pengelolaan Sumberdaya Wilayah Pesisir dan Lautan Secara Tepat. PT. Pradnya Paramita. Jakarta
- (2004). Membangun Indonesia yang Maju, Makmur dan Mandiri melalui Pembangunan Maritim. Makalah disampaikan pada Temu Nasional Visi dan Misi Maritim Indonesia dari Sudut Pandang Politik, Jakarta, 18 Februari 2004.
- Dahuri. H.R., J. Rais., S.S. Ginting dan M.J. Sitepu. 2004. Pengelolaan Sumberdaya Wilayah Pesisir dan Lautan Secara Terpadu. Pustaka teknologi dan Informasi. PT. Pradnya Paramita Jakarta, 305 hal.
- Darmono. 1995. Logam Dalam Sistem Biologi Mahluk Hidup. UI-Press, jakarta
- 2001. Lingkungan Hidup dan Pencemaran: Hubungan dengan Toksikologi Senyawa Logam. Penerbit Universitas Indonesia. Jakarta.
- Den hartog, C. 1970. Seagrass of the World. Nort Holland Pudl. Co., Amsterdam

- 1876. The Dynamic Aspect in the Ecology of seagrass Communities. *Thalassia Jugoslavica* 7: 101-112
- 1977. Structure, Function and Classification. In *Seagrass Community. Scientific Perspective*. Maccel Drekker Inc. New York
- Depatemen Kelautan dan Perikanan. Pokok-Pokok Pikiran Rancangan Undang- Undang (RUU) Pengelolaan Wilayah Pesisir (PWP).
- Depatemen Kelautan dan Perikanan. 2004. Bahan Rapat Intern. September 2004.
- Depatemen Kelautan dan Perikanan. 2008. Urgensi RUU Pengelolaan Wilayah Pesisir dan Pulau-Pulau Kecil. Atrikel on-line Dinas Kelautan dan Perikanan.
- Dinata, A. 2004. Waspadai Pengaruh Toksisitas Logam pada Ikan. <http://www.pikiran-rakyat.com/cetak/0804/12/cakrawala/laannya02.htm>.
- Drivsholm, T., E. Hansen, J. Maag & S. Havelund. 2000. *Massestrømsanalyse for cadmium* [Substance flow analysis for cadmium]. Environmental Project No. 557. The Danish EPA, Copenhagen. (In Danish).
- Eckenfelder, W.W. 1989. *Industrial Water pollution Control*. Second Edition. Mc. Graw-Hill. Inc. New York
- Eisler, R. 1985. Cadmium Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review. USA. www.pwrc.usgs.gov/infobase/eisler/CHR_2_Cadmium.pdf .
- Effendi, H. 2000. *Telaahan Kualitas Air: Bagi Pengelolaan Sumberdaya dan Lingkungan Perairan*. Penerbit Kanisius. Yogyakarta.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2001. Update of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium. Washington, D.C. <http://www.epa.gov>
- 2005. Ground Water and Drinking Water: Consumer Factsheet on Cadmium. Washington, D.C. <http://www.epa.gov>.
- Erftemeijer, P. L.A. 1991. Factors Limiting Growth and Production of Tropical Seagrass : Nutrient Dynamics Indonesian Seagrass Beds. (Buginesia IV). Technical Report.
- Estacion, J. and M. D. Fortes. 1988. Growth Rates and Primary Production of *Enhalus Acoroides* (L.F). Royle From Lagit. North Bais Bay, the Philippines. *Aquat. Bot.* 29 : 347-356
- Fabianto, M. D., dan P. T. Berhita. 2014. Konsep Pengelolaan Wilayah Pesisir Secara Terpadu Dan Berkelanjutan Yang Berbasis Masyarakat. *Jurnal TEKNOLOGI, Volume 11 Nomor 2, 2014; 2054 - 2058*

- Fahrudin., L. Noor., A. La Nafie N dan Asriana. 1988. Analisa Kandungan Logam Berat Khromium (Cr) dan Timah (Sn) pada Sedimen di Perairan pantai Losari, Kotamadya Ujung Pandang. Jurnal Torani. Vol. 8. No. 2 : 128-132
- FAO. (1995). Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome: FAO.
- Fajri, N. E. 2001. Analisis Kandungan Logam Berat Hg, Cd dan Pb dalam Air Laut, Sedimen dan Tiram (*Carassostrea cucullata*) di Perairan Pesisir Kecamatan Pedes, Kabupaten Karawang, Jawa Barat. Tesis. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor.
- Fardiaz, S. 1992. Polusi Air dan Udara. Kanisius. Bogor. 190 hal
- Fitriah, A. 2003. Korelasi Antara Kandungan Logam Cd dan Pb pada Air dan Sedimen Terhadap *Kerang Macia* sp. di Perairan Teluk Balikpapan. 89 hal
- Fonseca, M. 1987. The Management of Seagrass Systems. Trop. Coast. Area Manage. 2(2): 5-7
- Fortes, M. D. 1979. Mangrove, Seagrass and Algal Productivity at Catalagan, Batangas Philippines. BIOTROP Spec. Publ. 17: 17-24
- 1986. Taxonomy and Ecology of Philippine Seagrass. University of the Philippines. Diliman, Quezon City, Philippines, Ph.D. Dissertation
- 1988. Mangrove and Seagrass Beds of East Asia : Habitat under Stress. Ambio, 17 (3) 207-213
- FPIK-IPB. 2004. Pemantapan Gerbang Mina Bahari. Laporan Kerjasama DKP-RIDengan FPIK-IPB (tidak dipublikasikan).
- French, P.W. 1997. Coastal and Estuarine Management. Routledge Environmental Management Series. London and New York. 251 p.
- Hackney, C.R., and M.D. Pierson. 1994. Environmental Indicators and Shellfish Safety. Chapman and Hall, New York
- Hamidah. 1980^a. Pengaruh Logam Berat Dalam Lingkungan Laut. Dalam Oceana IX No. 1.
- Hamidah. 1980^b. Pengaruh Logam Berat terhadap Lingkungan. Pewarta Oceana. 6(2).
- 1986. Pengaruh Logam Berat terhadap Lingkungan. Pusat Penelitian Ekologi, Lembaga Oseanologi Nasional-LIPI, Jakarta.
- Hamzah. 2007. Model Pengelolaan Pencemaran Perairan Pesisir bagi Keberlanjutan perikanan dan Wisata pantai Kota Makassar. Skripsi. Institut Pertanian Bogor. Bogor. (Tidak diterbitkan).
- Hutagalung, H. P. 1984. Logam Berat dalam Lingkungan Laut. Pewarta Oceana IX No. 1 Tahun 1984.

- 1991. Pencemaran Laut oleh Logam Berat. Puslitbang Oseanologi Dalam Status Pencemaran Laut di Indonesia dan Teknik Pemantauannya. LIPI. Jakarta
- 1997. Pencemaran Laut oleh Logam Berat. Makalah Disampaikan pada Kursus Pemantauan Pencemaran dan Metode Analisis Air Laut. P3O-LIPI Jakarta. 22-23 Juli 1997.
-, D. Setiaperman dan S.H. Riyono. 1997. Metode Analisis Air Laut, Sedimen dan Biota. Buku 2. Puslitbang Oseanologi, LIPI Jakarta
- Hanna, S. 1999. Strengthening Governance of Ocean Fishery Resources. Ecological Economics Vol. 31 : pp. 275-286.
- Harahap S. 1991. Tingkat Pencemaran Air Kali Cakung ditinjau dari Sifat Fisika-Kimia Khususnya Logam Berat dan Keanekaragaman Jenis Hewan Benthos Makro. Tesis. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor.
- Haryandi. 2007. Pemberdayaan Masyarakat Terhadap Pengelolaan Lahan Wilayah Pesisir di Pantai Timur kabupaten Lampung Selatan. <http://pustakailmiah.unila.ac.id/2009/07/06/pemberdayaan-masyarakatterhadap-pengelolaan-lahan-wilayah-pesisir-dipantaitimur-kabupatenlampung-selatan>
- Hsu, L.H. L., dan L.M. Chou. 1989. Seagrass Communities in Singapore. Paper Presented at the First Southeast Asian Seagrass Resources Research and Management Workshop. (SEAGREM 1), 17-22 January 1989. University of The Philippines, Quezon City.
- Hutomo, M and Martosewojo. 1977. The Fishes of Seagrass Community on the West Side of Burung Island and Their Variation in Abundance. Mar. Res. Indonesia 17: 147-172
- and W. Kiswara. 1984. The Status of Seagrass Ecosystem in Indonesia. SEAGRAM I, 17-22 January 1984. University of Philippines Manila, Philippines
- 1985. Telaah Ekologi Komunitas Ikan pada Padang Lamun (*Seagrass*, *Anthophyta*) di Perairan Teluk Banten. Disertasi. IPB Bogor.
- dan Azkab. 1987. Peranan lamun di Lingkungan laut Dangkal. Oceana 12: 13-28
- Ikawati, Y., P. S. Hanggarawati, dan H. Parlan. 2001. *Terumbu Karang di Indonesia*. MAPPIPTEK, Jakarta.
- Ilahude AG dan Liasaputra. 1980. Sebaran Normal Parameter Hidrologi di Teluk Jakarta. hlm 1-48. LON-LIPI. Jakarta.
- Ilyas, A. 1998. Analisis Kandungan Logam berat Cu, Cr, dan Zn dalam Sedimen di Sekitar Perairan Pantai Suppa Kabupaten Pinrang. Skripsi. Fakultas Ilmu Kelautan dan Perikanan. Universitas hasanuddin. Ujung Pandang

- Ismail, W. 2004. Studi Pendahuluan Pencemaran Limbah Organik di perairan Pesisir Kota Ternate. Skripsi tidak diterbitkan. Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan. Universitas Khaerun. Ternate
- Jaelani. 2006. Telaah Spasio-Temporal Komunitas Ikan Padang Lamun (*Seagrass Beds*) di Perairan Pantai Kota Bontan Kalimantan Timur. Disertasi. Program Pascasarjana Universitas Hasanuddin. Makassar.
- Kahar. 1989. Studi Kualitas Air Muara Sungai Tallo Sebagai Sumber Pengairan Tambak dan kaitannya dengan Lingkungan. Tesis. Program Pascasarjana Universitas Hasanuddin. Ujung Pandang.
- Kantor Pengkajian Perkotaan dan Lingkungan Hidup. 1996. Studi Potensi Kawasan Perairan Teluk Jakarta.
- 1997. Laporan Tahunan Prokasi PEMDA DKI Jakarta.
- Kay, R. dan Alder, J. 1999. Coastal Management and Planning. E & FN SPON. New York.
- Klerk, P.J., and S. Levinton. 1990. Effect of Heavy Metal in Polluted. Aquatic Ecosystem, Persamon Press. New York. P.41-63.
- Krebs. C. J. 1989. Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Harper and Rows Publ. New York
- Kristanto, P. 2002. Ekologi Industri. LPPM Universitas Kristen PETRA Surabaya. Penerbit ANDI Yogyakarta. 352 hal.
- Kunarso, D.H., dan Ruyitno. 1991. Status Pencemaran laut di indonesia dan teknik Pemantauannya. LON-LIPI, Jakarta
- Kusmana, C. Wilarso, S. Hilwan, I. Pamoengkas, P. Wibowo, C. Tiryana, T. Triswanto, A. Yunasfi. Hamzah. 2005. Teknik Rehabilitasi Mangrove. Fakultas Kehutanan. Institut Pertanian Bogor.
- Kusumaatmadja, M. 1983. Hukum Laut Internasional. Penerbit Bina Cipta, Bandung, Indonesia.
- Kusumahadi, K. S. 1998. Konsentrasi Logam Berat Pb, Cr dan Hg dalam Badan Air dan Sedimen serta Hubungannya dengan Keanekaragaman Plankton, Benthos dan Ikan di Sungai Ciliwung. Disertasi. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor.
- Laws EA. 1981. Aquatic Pollution. John Willey and Sons. New York. Lu FC. 1995. *Toksikologi Dasar*. UI-Presss, Jakarta.

- Lessy, M. D. 2006. Distribusi Kuantitatif Logam berat Pb Dalam Air, Sedimen dan Lamun *Enhalus acoroides* di Perairan Pesisir Kota Ternate Maluku Utara. Tesis. Program pascasarjana Universitas Hasanuddin. Makassar
- Likadja, F.E. dan Daniel F. Bessie. 1988. Hukum Laut dan Undang-undang.
- Marasabessy, M. D dan F. D. Hukom. 1989. Judul Artikel Teluk Ambon 11. PPPO-LIPI, Ambon. Hal: 82-94
- Matsuura K, Peristiwady T. Triacanthidae. 2001. <http://research.kahaku.go.jp>.
- McMilan, C. A. 1984. The Distribution of tropical Seagrass. *Aquat. Bo.* 14: 245-258
- McRoy, C.P. and C. A. McMilan. 1977. *Production Ecology and Physiology of Seagrass*, Marcel Dekker, New York
- Menez, E. G., R. C. Philips and H. Calumpong. 1983. Seagrass From the Philippines. *Smithson. Contrib. Mar. Sci.* No. 21.40p.
- Moka, W. 1995. Pencemaran laut dan Pengaruhnya Terhadap Kehidupan Biota laut. Kursus Singkat Analisis Pencemaran Perairan Laut Staf. Akademik PTN Indonesia Timur. Fakultas MIPA Universitas Hasanuddin. Ujung Pandang.
- Muhamad Dio Fabianto, Pieter Th Berhito. 2014. Konsep Pengelolaan Wilayah Pesisir Secara Terpadu dan Berkelanjutan yang Berbasis Masyarakat. file:///C:/Users/patang/Downloads/teknologi_2014_11_2_5_fabianto.pdf
- Mukono, H.J. 2005. Toksikologi Lingkungan. Airlangga University press. Surabaya.
- Mustafa, A. 1996. Pendederan Udang windu (*Penaeus monodon* Fabricius) di tanah Gambut Melalui Pengapuran dasar dan Susulan Dengan Dosis Berbeda. Tesis. Program Pascasarjana. Universitas Hasanuddin. Makassar.
- Nabib, R dan Pasaribu FH. 1989. Patologi dan Penyakit Ikan. Pusat Antar Universitas Bioteknologi IPB. Bogor.
- Nanty, I. H. 1999. Kandungan Logam Berat dalam Badan Air dan Sedimen di Muara Sungai Way Kambas dan Way Sekampung, Lampung. Skripsi. Bogor: Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor.
- Noga, E.J. 2000. Fish Disease: Diagnosis and Treatment. First Iowa state university Press edition. hlm 367.
- Nontji, A dan Setiapermana D. 1980. Pengamatan Musiman Seston dan Klorofil Fitoplankton di Teluk Jakarta selama Periode November 1975-Juli 1979. LON-LIPI. Jakarta, h 15-22.
- Nontji, A. 1987. Laut Nusantara. Djambatan, Jakarta

- Noor, A., E. Davin., dan I. Diananjaya. 1989. Penentuan Distribusi Kuantitatif Logam Kadmium Dalam Sedimen Pantai Ujung Pandang Secara Spektrofotometer Serapan Atom. Buletin Pascasarjana. Seri Ilmu Kelautan. Lembaga Penerbitan Universitas Hasanuddin. Hal 82-90.
- Nowierski, M., G. Dixon, & U. Borgman, 2002. Effect of water source on metal bioavailability and toxicity from field collected sediments. Proceeding SETAC, Salt Lake City 16-20 November 2002
- Nriagu, J. & J. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333: 134-139.
- Nriagu, J.O 1989. *A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals*. *Nature*. 338: 47-48.
- Nurmalasari, Y. Analisis Pengelolaan Wilayah Pesisir Berbasis Masyarakat. [www. Stmik-im.ac.id/userfiles/jurnal%20yessi.pdf](http://www.stmik-im.ac.id/userfiles/jurnal%20yessi.pdf).
- Nybakken, J.W. 1988. Biologi laut, Suatu Pendekatan Ekologis. Aliha bahasa : Muh. Eidman dkk. Gramedia, Jakarta.
- OECD. 1994. *Risk Reduction Monograph No. 5: Cadmium*. OECD Environment Monograph Series No. 104. OECD Environment Directorate, Paris.
- Ogden, J. C. and J. C. Zieman. 1981. Ecological Aspects of Coral Reef Seagrass Bed Contact in the Caribbean. *Proc. Third Intl. Coral Reef Symp.* 1: 377-382
- Ospar. 2002. *Cadmium*. Hazardous Substances Series. OSPAR Commission 2002.
- Pagoray, H. 2001. Kandungan Merkuri dan Kadmium Sepanjang Kali Donan Kawasan Industri Cilacap. *Frontir*. 33:1-9.
- Palar, H. 1994. Pencemaran dan Toksikologi Logam Berat. Rineka Cipta, Jakarta
- 2004. Pencemaran & Toksikologi Logam Berat. Rineka Cipta. Jakarta.
- Philon-Smith, E. 2005. *Phytoremediation Annu Rev.Plant Biol.* 56: 15-39. Diakses 19 November 2012.
- PKSPL-IPB. 2004^a. Strategi Pengelolaan dan Pemanfaatan Sumber Daya Kelautan dan Perikanan. Laporan Kertas Kerja untuk Bappenas-RI.
- 2004^b. Prosedur Seminar Pengelolaan Sumber Daya Kelautan dan Perikanan Laut Cina Selatan dan Selat Malaka. Bogor, 27 September 2004.
- Pollard, D. A. 1984. A Review of Ecological studies on Seagrass-Fish Communities, with Particular Reference to recent Studies in Australia. *Aquat. Bot.* 18: 3-42
- Praseno DP dan Kastoro W. 1980. Evaluasi Hasil Pemantauan Kondisi Perairan Teluk Jakarta 1975-1979. LON-LIPI. Jakarta, h 1-7.

- Purwanto, J. dan S. Putra. 1984. Telaah Ekologi Komunitas Organisme Akuatik di Padang Lamun Dalam Rangka Pengelolaan Perairan Teluk Banten. P4 Fakultas Perikanan, IPB. Bogor.
- Razak, H. 1990. Kandungan Logam Berat Dalam Air Laut di Perairan Sekitar Ampar dan Sekupang. Perairan Pulau Batam. Puslitbang Oseanologi-LIPI, Jakarta; hal. 75-79
- 2003. Penelitian Kondisi Lingkungan Perairan Teluk Jakarta dan Sekitarnya. P2O-LIPI. Jakarta.
- Romimohtarto, K dan S. Juwana. 2001. Biologi Laut. Ilmu Pengetahuan Tentang Biota Laut. Djambatan. Jakarta
- Saanin, H. 1984. Taksonomi dan Kunci Identifikasi Ikan. Cetakan ke-II. Bandung: Bina Cipta. 256 hal.
- Saeni MS. 1989^a. Kimia Lingkungan. Departemen Pendidikan dan Kebudayaan, Ditjen Pendidikan Tinggi. Pusat Antar Universitas Ilmu Hayat. IPB Bogor.
- 1989^b. Kimia Lingkungan Bahan Pengajaran. Pusat Antar Universitas Institut Pertanian Bogor. Direktorat Jenderal Pendidikan Tinggi, Departemen pendidikan dan kebudayaan. Jakarta
- Sanusi, H.S. 1982. Akumulasi Logam berat Hg dan Cd pada Tubuh Ikan bandeng (*Chanos chanos* Forskal). Disertasi. Program Pascasarjana. Institut Pertanian Bogor, Bogor.
- Sari, L. I. 2003. Pengaruh Grazing Terhadap Kelimpahan Perifiton pada Daun Lamun *Enhalus aoroides* di Perairan Pesisir Bontang Kuala Kota Bontang Kalimantan Timur. Tesis. PPs-IPB, Bogor
- Sarwono., Mursidi., Abdunnur., R. Malik., dan J.S. Audrie. 1999. Kondisi Hidrooseanografi Perairan Teluk Balikpapan. Technical Report (TE-99/14-I) Proyek pesisir. Coastal Resources Center. University of Rhode Island. Narragansett, Rhode Island, USA
- Sastrawijaya, T.A. 1991. Pencemaran Lingkungan. Rineka Cipta, Jakarta
- Seel, R.G.D., dan J.H. Torrie. 1991. Prinsip dan Prosedur Statistika. Suatu Pendekatan Biometrik. Terjemahan. PT. Gramedia Pustaka utama, Jakarta
- Setiawan, H. 2014. Pencemaran Logam berat di Perairan Pesisir Kota Makassar dan Upaya Penanggulangannya. Info Teknis Eboni Vol. 11 No. 1 Mei 2014, 1-13.
- Siahainenina, A.J., B.R. Crawford dan R. Malik. 1999. Aspek social ekonomi Untuk pemanfaatan Sumberdaya Pesisir DAS Teluk Balikpapan dan Desa Jenebora, Kalimantan Timur. Technical Report (TE-99/14-I) Proyek Pesisir, Coastal Resources Center, University of Rhode Island, USA. 74 hal.

- Siahaya, A. N. 1998. Usaha pemanfaatan Spong sebagai Bioindikator Pencemaran Logam Cd, Cr, Fe, Sn, dan Pb di perairan Kepulauan Spermonde. Tesis. Program pascasarjana Universitas Hasanuddin. Makassar
- Siantiningsih A. 2005. Pendugaan Sebaran Spasial Logam Berat Pb, Cd, Cu, Zn dan Ni dalam air dan Sedimen di Perairan Teluk Jakarta. Skripsi. Bogor: Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor.
- Siregar, E. B. M. 2005. Pencemaran Udara, Respon tanaman dan Pengaruhnya pada Manusia. E-USU Repository. Universitas Sumatera Utara.
- Siun, M.N. 1999. *Metoda Ekologi*. Dirjen Pendidikan Tinggi. Departemen Pendidikan dan Kebudayaan, Jakarta
- Sorensen, E.M. 1991. Metal Poisoning in Fish Environmental and Life. Sciences Associates. Austin, Texas. Boston
- Stecko, J.R.P and L.I. Bendell-Young. 2000. Uptake of 109 Cd from sediments by the bivalves *Macoma Balthica* and *Protothaca staminea*. *Aquatic Toxicology* 47 : 147 – 159.
- Suhendrayatna. 2001. Bioremoval Logam Berat dengan Menggunakan Microorganisme: Suatu Kajian Kepustakaan. Institute for Science and Technology Studies. Japan
- Sundaray, S. K., B. B. Nayak, S. Lina, and D. Bhatta. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—A case study: Mahanadi basin, India. *Journal of Hazardous Materials* 186 : 1837–1846
- Supriharyono. 1984. *Tropical Marine Pollution*. Departement of Zoology. Universitas of New Castle.
- Surat Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup Republik Indonesia No.51 Tentang Baku Mutu Air Laut Untuk Biota Laut. 2004.
- Suriadi. 2003. *Sebaran Sedimen Dasar di Perairan Antara Pulau Halmahera, Pulau Ternate dan Pulau Tidore*. Skripsi tidak diterbitkan. Makassar. Fakultas Ilmu Kelautan dan Perikanan. Universitas Hasanuddin. Makassar
- Suyarso. 1995. Lingkungan Fisik Pantai & Dasar Perairan Teluk Jakarta Dalam: Atlas Oseanologi Teluk Jakarta. LP3O-LIPI, Jakarta. h 21-28.
- Syahminan. 1996. Studi Distribusi Pencemaran Logam Berat di Perairan Estuari Sungai Siak, Riau. Skripsi. Bogor: Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor.
- Supriharyono. 1984. *Tropical Marine Pollution*. Departement of Zoology. Universitas of New Castle
- 2000. Pengelolaan Ekosistem Terumbu Karang. Djambatan. Jakarta

- 2002. Plestarian dan Pengelolaan Sumberdaya Alam di Wilayah Pesisir Tropis. Gramedia Pustaka Utama. Jakarta
- Suriadi. 2003. Sebaran Sedimen Dasar di Perairan Anatara Pulau Halmahera, Pulau Ternate dan Pulau Tidore. Skripsi tidak diterbitkan. Makassar. Fakultas Ilmu Kelautan dan Perikanan. Universitas Hasanuddin. Makassar
- Sylvester, R.O. 1985. Water Quality Studies in the Columbia River Basin U.S. Dept. Interior. Washington D.C.
- Szymezyk, K. and Zalewski. 2003. *Copper, zinc, and cadmium content in liver and muscles of Mallards and other hunting Fowl spesies in Warmia and Mazury in 1999 – 2000*. J. Environ. 12 (3) : 382 – 386.
- Timothy Beatly, David J. Bower, dan Anna K.Schwab. 2002. An Introduction to Coastal Zone Management. Island Press. Washington, DC.
- Thomas, J.R., and J. K. Nelson. 1990. Research Methods in Physcal Activity. Second Edition. Human Kinetics Books. Champaign, Illinois
- Trastotejono, M.S. 1993. Beberapa Pandangan Mengenai Pengelolaan Lingkungan Pesisir. Prosiding Lokakarya Nasional Penyusunan Program Penelitian Biologi Kelautan dan Proses Dinamika Pesisir. Undip. Semarang. Hal. 14-18
- Umaya A. A., F. Hikmatyar., F. Albani dan M. Adila. 2012. Makalah Toksikologi Lingkungan Kadmium (Cd). Prodi biologi. Fakultas Sains dan Teknologi. Universitas Islam Negeri Syarif Hidayatullah Jakarta. <https://mirjaniadila354.wordpress.com/2012/11/26/makalah-toksikologi-lingkungan-kadmium-cd/>
- Unesco. 1983. Coral Reef, Seagrass and Mangrove ecosystem: the Connection in Coral Reef, Seagrass Beds and Mangrove Their Interaction in the Coastal Zone of the Caribbean (J. C. Ogden, ed) Unisco Rep. Mar. Sci. 23: 6-16
- Voogt, P. De., Hattum, V.B., Fenster, J.F., Peereboom, C J.W. 1980. *Exposure and Health Effects of Cadmium*. To. Enviro. Vhemist. rev., 3: 89-100.
- Waldbott, G.L. 1978. Health Effects of Enviromental Pollutans, 2nd ed. CV. Mosby, St. Louis. Missouri.
- Waldichuk , M. 1974. Some Biological Concern in Metal Pollution. Academic Press. London.
- Walpole, R. E. 1990. Pengantar Statistika. Edisi ketiga. Terjemahan Bambang Sumantri. PT Gramedia Pustaka Utama. Jakarta.
- Wardhana, W.A. 2001. Dampak Pencemaran Lingkungan (Edisi revisi). Andi Yogyakarta. 459 hal.

- Wardoyo, S.T.H. 1978. Kriteria Kualitas Air Untuk Keperluan Pertanian dan Perikanan PUSDI-PSL IPB, Bogor
- Whitten, A. J., M. Mustafa., dan G. S. Handerson. 1987. Ekologi Sulawesi. Gadjah Mada University Press. Yogyakarta
- WHO. 1992^a. *Cadmium*. Environmental Health Criteria 134. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland.
- 1992^b. *Cadmium – environmental aspects*. Environmental Health Criteria 135. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland.
- Widowati W, Sastiono A, Jusuf R. R. 2008. *Efek Toksik Logam Pencegahan dan Penanggulangan Pencemaran*. Penerbit Andi. Yogyakarta.
- Yuniarti, E. 2003. Pola Penyebaran Logam Berat Timbal (Pb) di perairan Teluk Balikpapan. Tesis. Program Pascasarjana Universitas Hasanuddin. Makassar